

„... Svědčí o vysoké autorově erudici, že se pustil do řešení těchto obtížných otázek, že „přesil zrna od plev“, domyslí, dotvořil teoretické podklady stability ekosystémů i krajiny a vytvořil schůdný most od teorie k aplikačním pokusům, které vznikaly na různých vědeckých pracovištích i v aplikačních ústavech.

Kniha tohoto typu a závažnosti vzniká jednou za 50 let. Bude to vyhledávané dílo, základní naukový fond o otázkách stability, který bude využíván sice menším okruhem opravdových specialistů, ale po více vědeckých generací...”

Z RECENZNÍHO POSUDKU Doc. RNDr. MILENY RYCHNOVSKÉ, DrSc.

Igor Michal (1932), Ing. CSc.

absolvent lesnické fakulty Vysoké školy zemědělské v Brně (1954). Pracoval jako lesnický typolog v Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů ve Zvolehu a v Brandýse n. Labem (do r. 1968), poté jako specialista pro životní prostředí a krajinnou ekologii v Terplanu — Státním ústavu pro územní plánování v Praze. Významně přispěl k prosazování ekologických přístupů v územně plánovací činnosti. Vedl zpracování řady zásadních materiálů o krajině a životním prostředí České republiky (Generel klidových oblastí, Hodnocení úrovně životního prostředí, Ekologický generel, Bilance významných krajinných prvků, Nadregionální územní systém ekologické stability Čech, Moravy a Slezska aj.). Jedna z vůdčích osobností týmu, který v Československu koncipoval teorii a metodologii územního zabezpečení ekologické stability krajiny. Dlouhodobě se zabývá vztahem člověka a přírody. Je autorem první české publikace o ekologické etice (O odpovědném vztahu k přírodě, Edice Nika, 1988). Základní poznatky o ekologii a ochraně přírody publikoval s I. Vološčukem (Rozhovory o ekologii a ochraně přírody, Enviro, Martin 1991). Výsledky studia karpatských pralesů shrnul v seriálu článků o dynamice přírodních lesů (Živa 1983). Připravil do tisku monografii o obnově ekologické stability lesů (Academia Praha). Významná osobnost ochrannářského a ekologického hnutí (ČSOP, Ekologická sekce ČSBS), výborný fotograf, milovník a znalec přírody a lidového umění především karpatské oblasti (mj. jako zpěvák a tanečník). Žije v Praze.

VYDÁNÍ PUBLIKACE UMOŽNIL PŘÍSPĚVEK MINISTERSTVA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ ČESKÉ REPUBLIKY

IGOR MÍCHAL



EKOLOGICKÁ STABILITA

I G O R M Í C H A L

**EKOLOGICKÁ
STABILITA**

*K vědomostem naše
mnoho ztráceli
(bez ní to nepůjde)
Igor Michal
červen 1997*

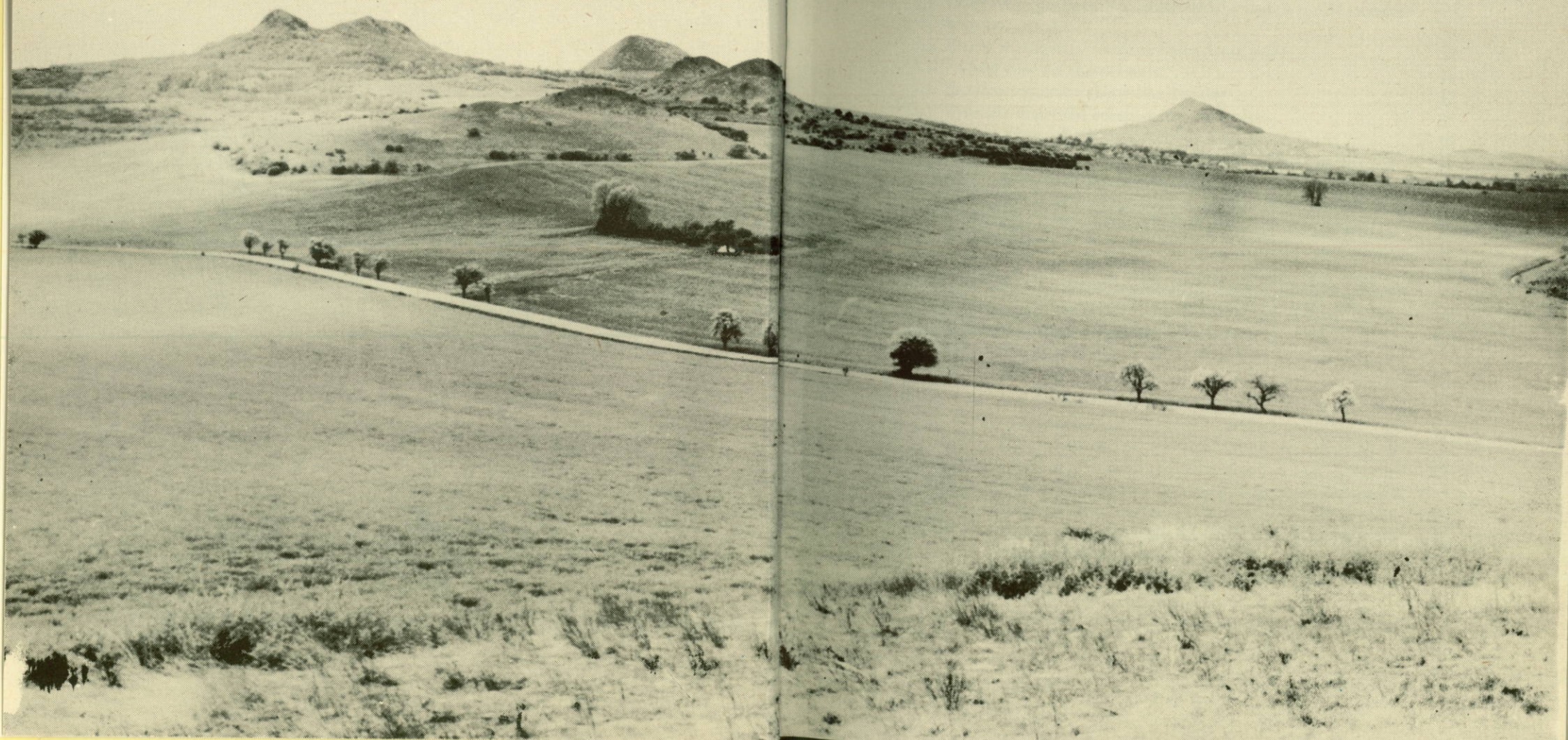


MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ ČESKÉ REPUBLIKY

I G O R M Í C H A L

EKOLOGICKÁ STABILITA

1 9 9 4



NÁŠ DALŠÍ OSUD JE URČOVÁN STAVEM PŘÍRODY VÍCE NEŽ VLÁDOU A ÚŘADEM.

LUDVÍK VACULÍK, 1990

OBSAH

PŘEDMLUVA	9
ÚVOD	11

T E O R E T I C K Á Č Á S T

1. STABILITA SYSTÉMŮ OBECNĚ (podněty obecné teorie systémů)	16
2. MECHANISMY USTALOVÁNÍ DYNAMICKÉ ROVNOVÁHY (podněty kybernetiky)	25
3. OD EKOSYSTÉMU KE KRAJINĚ (poznatky ekologie a geografie)	37
3.1. Ekosystém – geobiocenóza: zakladatelské definice a rozdíly současného pojetí	37
3.2. Ekotop – geosystém – krajina: Naše účelové pojetí	38
3.3. Funkční vymezení ekosystému	44
3.4. Prostorové vymezení ekosystému a krajiny	52
3.5. Dynamika druhového bohatství organismů v čase	57
3.5.1. Vývoj naší přírody po ledových dobách	58
3.5.2. Zvyšování druhového bohatství krajiny lidskou činností	64
3.5.3. Ochuzování druhového bohatství krajiny lidskou činností	67
3.5.4. Teoretická vysvětlení odolnosti přirozených společenstev	70
3.5.4.1. Vysvětlení založená na korelaci diverzity a stability	71
3.5.4.2. Vysvětlení založená na představě „imunity“ přirozených ekosystémů	72
3.5.4.3. Vysvětlení založená na podmínkách šíření imigrujících druhů	75
3.6. Obecné předpoklady prognózování ekosystémů	83
3.6.1. Zákonitosti určujících faktorů abiotického prostředí (autekologický princip)	83
3.6.1.1. Závislost na faktoru „teplo“ (na příkonu slunečního záření)	83
3.6.1.2. Závislost na faktorech „vláha“ a „minerální živiny“	87
3.6.2. Zákonitosti sdružování organismů v biotickém subsystému (synekologický princip)	89
3.6.3. Zákonitosti zpětných vazeb abiotického a biotického subsystému (princip zpětné vazby)	91
3.6.4. Zákonitosti časové posloupnosti ekosystémů (princip časové dynamiky)	91
3.6.5. Zákonitosti prostorového uspořádání ekosystémů (strukturální princip)	91

3.6.6.	Zákonitosti „biogeografie ostrovů“ (princip dynamické rovnováhy biotického subsystému) —————	93
3.6.7.	Zákonitosti uplatňování lidského vlivu (antropogenní princip) —————	93
3.6.7.1.	Antropogenní vlivy zvyšující ekologickou rozmanitost —————	93
3.6.7.2.	Antropogenní vlivy snižující ekologickou rozmanitost (velkoplošně působící stresory) —————	94
3.6.7.2.1	Přímé důsledky znečištění ovzduší na vegetaci —————	96
3.6.7.2.2	Důsledky kyselé depozice na lesní půdy —————	97
3.6.7.2.3	Antropogenní stres z přebytků dusíku — důsledek eutrofisace půd a vod —————	104
3.6.7.2.4	Důsledky oteplování atmosféry Země na ekosystémy —————	105

4. DYNAMICKÁ ROVNOVÁHA ŽIVÉHO SUBSYSTÉMU KRAJINY – HOMEOSTÁZA VERSUS HOMEORHÉZA ————— 112

5. SUKCESE EKOSYSTÉMŮ A KRAJINY ————— 118

5.1.	Sukcese jako součást obecné vývojové teorie —————	118
5.2.	Sukcese jako zvláštní typ následnosti biocenóz —————	118
5.3.	Sukcese jako vývoj ekosystému podněcovaný biocenózou —————	123
5.4.	Konečný článek sukcesní série? —————	129
5.5.	Diskuse současných poznatků o sukcesi na úrovni ekosystému —————	133
5.6.	Diskuse o současném poznání sukcese na úrovni krajiny —————	141

6. ZDROJE DYNAMICKÉ ROVNOVÁHY EKOSYSTÉMU A KRAJINY – REZISTENCE VERSUS RESILIENCE ————— 157

7. TEORIE STRESU – EKOLOGICKÁ KRIZE – EKOLOGICKÁ KATASTROFA ————— 169

A P L I K A Č N Í Č Á S T

8. ZÁKLADNÍ TYPY EKOLOGICKÉ STABILITY ————— 179

9. KRITÉRIA EKOLOGICKÉ STABILITY ————— 188

9.1.	Problémy modelování ekosystémů —————	192
9.2.	Procesuální charakteristiky stability —————	194
9.2.1.	Model rezistence sukcesních stádií jehličnato-listnatého lesa —————	197
9.2.2.	Model resilience vybraných biomů —————	198
9.3.	Strukturální charakteristiky stability —————	201
9.3.1.	Model změn druhové skladby sukcesních stádií opadavého listnatého lesa jako model změn rezistence —————	201

9.3.2.	Model rezistence středoevropských hospodářských přirozených lesů a smrkových monokultur —————	204
9.4.	Bioindikace ekologické stability přirozenosti vegetace —————	205
9.4.1.	Typizace přirozenosti vegetace —————	214

10. ÚZEMNÍ SYSTÉMY EKOLOGICKÉ STABILITY ————— 218

10.1.	Rekapitulace teoretických předpokladů —————	218
10.2.	Uplatnění principů ekologické stabilizace v plánování krajiny —————	220

11. EKOLOGICKÁ SÍT V KRAJINĚ ————— 227

11.1.	Harmonická kulturní krajina —————	227
11.2.	Diferenciace krajiny v geobiocenologickém pojetí —————	228
11.2.1.	Diferenciace přírodního (potenciálního) stavu geobiocenóz v krajině —————	228
11.2.2.	Diferenciace současného stavu geobiocenóz v krajině —————	230
11.2.3.	Kategorizace geobiocenóz podle intenzity antropogenního ovlivnění a podle stupně ekologické stability —————	233
11.2.4.	Hodnocení funkčních možností a funkčního významu v rámci skupin typů geobiocenů —————	233
11.2.5.	Diferenciace z hlediska ochrany a tvorby krajiny —————	234
11.3.	Ekologicky významné segmenty krajiny —————	235
11.4.	Vymezování kostry ekologické stability —————	240
11.5.	Mapování biotopů —————	241
11.5.1.	Přípravné mapování —————	242
11.5.2.	Základní mapování a průzkum biotopů —————	243
11.5.3.	Speciální mapování a podrobný průzkum biotopů —————	243
11.5.4.	Nástin zásad hierarchického členění biotopů —————	244
11.5.5.	Charakteristika a hodnocení biotopů —————	245
11.6.	Navrhování a tvorba územních systémů ekologické stability krajiny —————	245
11.7.	Grafické přílohy —————	250

ZÁVĚR ————— 259

VĚCNÝ REJSTRÍK ————— 263

LITERATURA A PRAMENY ————— 271

PŘEDMLUVA

Naše krajina, to jsou dnes v tom horším případě pole od silnice k silnici, meliorační strouhy a sem tam nějaká strž, rokle anebo mělčí úzké údolí, kam se utekla vytěsněná příroda a kam se utekli bohužel často i lidé se svým smetím a starými sporáky. Jsou také místa, kde tomu tak ještě zcela není, kde lesy a zvlněná země vzdorovaly souhrnným pozemkovým úpravám a bagrům meliorátorů. Pole jsou tu menší a na svém místě zůstala nejedna mez, osamělý balvan i strom. Zato po červenové bouři se ve výmolu kukuřice schová ne-li celý člověk, pak dítě určitě. A to, co nevezme prudká voda, si často vítr zjara odnese. Jsou však samozřejmě stále ještě krásná místa, kde přírodě, ani lidem v ní, se špatně nevede. A tady se musíme ptát, jak jsme jinde přišli o tuto pohodu a kudy vede cesta, po které se k ní zase dostaneme.

Je jistě nutno uznat, že již v dávných dobách ustupoval polím, lukám a lidským sídlům zemský hvozd. Je však také třeba vědět, že téměř až do poloviny 20. století to neznamenal pohromu ani pro přírodu, ani pro člověka. Krajina mu byla prostorem jeho celého života. V ní měl člověk své sídlo, svá pole, své louky a les. Chodil v ní po cestách a mezích, které pro něj vytvořili pradědové, a sázel k nim třešně či jablka pro vnoučata a sám sedal v stínu hrušně nebo lípy, když za žní ho o polednách zvala selka k obědu. Kaplička či křížek v hloží mu dělily cestu k poli a skrze procesí, slavnosti a svátky mu dělily i celý jeho boží rok. Člověk světil prameny a žehnal polím, orál a sil, kosil a děkoval Bohu za úrodu a v úžasu stál na posvátných místech a v místech klatých se pokřížoval a zrychlil krok. To všechno dělal v zabydlené krajině, kde poslouchal též skřivánka a trhal na čaj šípek.

Tato vysoce specializovaná knížka vzniká vlastně proto, že v naší krajině již téměř nenajdeme to, o čem byla výše řeč. Řečeno slovy autora je „ohmatáváním slona ekologické stability“. Je zkoumáním, které má přinést základ přesných postupů, podle kterých bude obnovena ekologická stabilita a vráceny zdraví a krása naší krajině. Nesmíme však přitom zapomenout, že podmínkou úspěchu tohoto podniku je obnova duchovních předpokladů, kterými se dřívější zemědělec řídil ve své práci. Musíme dbát na to, aby se člověk mohl vrátit k svému místu v krajině i v kosmu. Málo by

nám byly platné pásy biokoridorů a těžko by se natrvalo udržely úpoliny na louce, kdyby náš venkov neobývali lidé, o nichž hovoří Karel Toman ve svém „Září“:

Můj bratr dooral a vypřáh koně.
A jak se stmívá,
věrnému druhu hlavu do hřívy
položil tiše, pohladil mu šíji
a zaposlouchal se, co mluví kraj.

Zní zvony z dálky tichým svatvečerem;
modlitba vesnic stoupá chladným šerem.
Duch země zpívá: úzkost, víra, bolest
v jediný chorál slily se a letí
k věčnému nebi.

Svatý Václave,
nedej zahynouti
nám ni budoucím.

Krajina je i prostorem duchovního života. V tomto ohledu je čímsi mnohem víc, než lze vtěsnat do vědecké disciplíny či sebelepší odborné knížky. V tomto ohledu je na nás při obnově a tvorbě krajiny kladen mnohem větší nárok. Kulturní krajina musí též, a možná především, strukturou svého uspořádání zasazovat a neustále vracet člověka a jeho dílo do řádu přírody a řádu světa.

Ve zkoumání a úvahách o ekologické stabilitě, ke kterým nás zve tato knížka, se musíme vydat na cestu za tímto ideálem, byť je v přírodním i duchovním ohledu plná neznámých.

Praha, říjen 1991

Ivan Dejmal

Úvod

Ačkoliv bychom mohli naší soudobé krajině přát „hlavně ekologickou stabilitu“, bývá poukazováno – a to nikoliv bezdůvodně – na neurčitost a mlhavost tohoto pojmu. Ne náhodou je tomu podobně jako s jiným prakticky neobyčejně významným pojmem, odedávna používaným v jeho intuitivní předvědecké podobě – s pojmem „zdraví“. Kdo se pídil po přesné definici lidského zdraví, narazil nepochybně na nejednotné výklady o náplni tohoto pojmu. Přesto si lidé budou navzájem nadále přát „hlavně zdravíčko“ a nevdají jim, že hranice zdraví a nemoci jsou neurčité a podle různých podmínek proměnlivé, že náplň pojmu „zdraví“ nabývá svůj pravý význam až v souvislosti se základními, ale dobově proměnlivými měřítky společnosti, že v širokém přechodném pásu může být hranice zdraví a nemoci vymezována různě i kompetentními specialisty atd. Lze dokonce (z hlediska přísných věd o kauzálních souvislostech) připustit, že sám pojem „zdraví“ je nevědecký. Snižuje to snad význam zdraví pro náš život? Ani v nejmenším!

■ V podobně paradoxním postavení se ocitá i pojem „ekologická stabilita“. Ačkoliv dosud nikdo nevystavil jeho vyčerpávající definici, pronikl tento kontroverzní pojem z učebnic ekologie do publicistických prací a projevů státníků. Ekologická stabilita jako schopnost ekologických systémů vyrovnávat vnější rušivé vlivy vlastními spontánními mechanismy bez vkladů dodatečné energie (tj. bez lidské práce cestou „biologické automatizace“) se stala součástí politických direktiv a zákonů, ačkoliv základní výzkum stabilizačních mechanismů zůstane ještě dlouho rozpracován a ačkoliv respektování i nezvratných ekologických poznatků dosud často zůstává jen ve stadiu proklamací. Tak například příloha usnesení vlády ČSSR č. 226/1985 požadovala „do roku 2000 obnovit na 80 % území ekologickou stabilitu krajiny, tj. schopnost ekologických systémů vyrovnávat převážně vlastními mechanismy rušivé civilizační dopady“. Avšak ještě v roce 1988 schválená vysokoškolská příručka (Kudrna a kol.: Biosféra a lidstvo, str. 145) tvrdí, že „pojem stabilita při rušivých vlivech vnějšího prostředí je . . . velmi nepřesný“, ačkoliv . . . „má rozhodující význam pro zachování biologické soustavy“.

■ V osvětlování podmínek ekologické stability existuje nemalý dluh základního výzkumu vůči praxi. Řečeno s L. Thomasem (1986) – moc tomu nerozumíme, víme však, že existence stabilizujících vnitřních mechanismů v biologických systémech není výmyslem a že se o nich musíme naučit mnohem víc. Víme, že „se to řídí samo a řídilo se to samo docela dobře dávno před člověkem“. O mechanismech tohoto řízení víme dosud málo, ačkoliv bez jejich znalosti nemůžeme některé naléhavé problémy prostředí řešit a zvládat.

■ Hospodářská odvětví působící v krajině potřebují vlastní kritéria použitelná k bilancování toho, zda ekologickou stabilitu krajiny narušují, nebo zlepšují. Proto požadavek operativních kritérií ekologické stability odráží společenskou naléhavost prognostického hodnocení jednak ekosystémů, jednak změn celé krajiny – základu našeho vlastního prostředí. Ekologická stabilita (a některé příbuzné pojmy) patří k několika málo ústředním a sjednocujícím konceptům soudobé ekologie. Základ koncepce ekologické stability se opírá o nepřetržitě ověřovaný a prohlubovaný poznatek, že procesem přírodního výběru se dlouhodobě rozvíjejí ty systémy, které mají vysokou přizpůsobivost (nebo odolnost) vůči změnám; systémy postrádající tyto vlastnosti dříve či později cestou přírodního výběru zanikají. Toto uplatnění přírodního výběru v ekosystémech ovšem vyžaduje časová rozpětí řádově přesahující období, která jsou rámcem společenského rozhodování, a nepřináší žádné řešení přijatelné pro lidskou společnost.

■ V této situaci přichází projektant územních plánů a předkládá zájemcům neúplné defilé poznatků a názorů o ekologické stabilitě publikovaných za léta 1971–1991. Úplný seznam použitých pramenů je uveden na závěr s důslednými odkazy na kapitoly, v níž jsou citované prameny použity. Přitom jsou provedeny pokusy

- konfrontovat poznatky ekologie a geografie s podněty některých oborů, které bývají zřídka a neúplně zahrnovány do teoretického zázemí nauk o krajině (především kap. 1–3),
- zvažovat nejen přínosy těchto oborů k prohloubení chápání ekologické stability, ale i případná nebezpečí plynoucí z možného přeceňování těchto přínosů (především kap. 4–8),
- předložit soubornou informaci o možnostech zabezpečování územní stránky ekologické stability a o možnostech aplikace dosažených poznatků v praxi územního, ale i hospodářského (zejména

zemědělského a lesnického) plánování (kap. 9–10).

■ Naléhavě potřebujeme solidní monografii o ekologické stabilitě. Dokud ji nemáme, snad přijde vhod i tato rešerše, připomínající orientální příběh o slepcích, jimž bylo uloženo popsat slona. Každý, kdo se zabýval ekologickou stabilitou, jako by přistupoval k obrovskému zvířeti, ohmatával ty jeho části, na něž dosáhl, a sděloval své víceméně přesné poznatky o jednotlivostech; tak se jednomu slepci slon jeví jako mohutné sloupy, druhému jako svinutá hadice, třetímu jako pohybující se pometlo a čtvrtému – „syntetikovi“ – třeba jako drak. Autor této rešerše – sám nevidoucí, leč o existenci tvora podobného slonu pevně přesvědčený – pořídil výběr z názorů těch, kteří některé části „slona“ ohmatali svým intelektem. Podobně jako slon sboru slepců se nám ekologická stabilita v tomto výběru postupně vyjevuje jako mohutná síla fungující nepřetržitě a spolehlivě bez našeho vědomí až do doby, kdy není schopna „utáhnout“, co jsme na ni naložili, teprve pak však postrádaná a očividně nepostradatelná; přitom jako síla využitelná ve prospěch lidské společnosti daleko lépe než dosud. Zdá se, že předpokladem k tomu je, aby co nejvíce z nás prozřelo a abychom začali využívat ekologickou stabilitu ekosystémů se znalostí a s energií, jaké vyžaduje současný stav přírodního prostředí od nás samých.

Červený vrch, březen 1991

Poznámka k 2. rozšířenému vydání.

■ Za uplynulé roky se v teorii ekologické stability zvládlo tak málo, že se odvažuji zájemcům předložit názory na problematiku, která je (jako každá vědecká problematika) v permanentní opravě, v nezměněné podobě z roku 1991.

■ Zato v aplikační sféře v možnostech praktického zabezpečování ekologické stability se uskutečnily podstatné změny. Mnohé (jako v každé aplikaci rozporné, ne-li konfliktní) změny byly v legislativní sféře odstartovány vydáním zákona č. 114/92 Sb. o ochraně přírody a krajiny, následovány řadou dalších obecně závazných předpisů.

■ Zákon uvádí mezi nástroji ochrany přírody na prvním místě „Územní systémy ekologické stability“. Proto je jim věnována nová kapitola 11, jejíhož zpracování se ujaly osoby nad jiné povolané Antonín Buček a Jan Lacina.

Červený vrch, březen 1994



Jedno ze slepých ramen řeky Dyje pod Děvinem v Pavlovských vrších (okres Břeclav)
Stav před výstavbou vodního díla Nové Mlýny Foto Jarmila Kocourková

Žít –
TO ZNAMENÁ MĚNIT SE
ANATOLE FRANCE

VŠECHNY INFORMACE
JSOU NEÚPLNÉ
A MY K NIM
MUSÍME PŘÍSTUPOVAT
S POKOROU
JACOB BRONOWSKI

1/ STABILITA SYSTÉMŮ OBECNĚ (PODNĚTY OBECNÉ TEORIE SYSTÉMŮ)

Systém je definován jako soubor prvků, které jsou ve vzájemné nenáhodné interakci, a má tyto základní vlastnosti:

- 1/ Vlastnosti nebo chování prvků ovlivňují chování souboru jako celku (např. kterýkoliv orgán lidského těla ovlivňuje chování člověka).
- 2/ Chování každého prvku ovlivňujícího celek závisí nejméně na jednom dalším prvku v souboru (např. působení srdce na tkáň celého těla bezprostředně závisí na chování plic, které okysličují krev).
- 3/ Dílčí skupiny prvků souboru – systému (= jeho subsystémy) vykazují vlastnosti popsané v bodech 1 a 2, tj. každá skupina prvků ovlivňuje chování celku, avšak nikoliv samostatně (např. skupiny orgánů v lidském těle – nervové, dýchací nebo pohybové – se vzájemně ovlivňují a každá z nich ovlivňuje chování celého těla).
- 4/ Systém je více než pouhý součet prvků a dělením ztrácí své typické vlastnosti.

Pro teorii systémů je charakteristické spíše spojování souvislostí a vazeb v jeden celek než jejich analytické rozdělování. Systémový přístup je tedy protikladný k přístupu mechanisticko-analytickému, který rozkládá složité celky na dále nedělitelné prvky a ty podrobuje izolovanému zkoumání.

Teorie systémů se stala zdrojem mnohostranných myšlenkových inovací svou kritikou mechanisticko-analytických přístupů. Např. v laboratorních pokusech se zkoumá chování systémů velmi efektivně tak, že je měněn jediný prvek – parametr prostředí – při konstantnosti ostatních prvků, z něhož se usuzuje na chování systému (např. pokusné rostliny). Výsledkem je exaktní poznání přímého řetězce „jedna příčina – účinek, resp. soubor účinků“; to však nesmí být zaměňováno za skutečné chování systému vystaveného působení mnoha „prvků – příčin“. Komplexní souvislosti skutečného systému zde zůstávají stranou, protože – analýzou prvků a jejich dílčích vztahů nelze zachytit skutečné chování celku, – komplexní souvislosti jsou formovány mnoha vztahy, prvky a vlastnostmi, které působí současně, ale nelze je současně analyzovat, – principy fungování systémů spočívají v souhrnu komplexních souvislostí.

■ Samozřejmě jednofaktorové experimenty zůstávají

přes svoji omezenou vypovídací schopnost jedním z pilířů současné přírodovědy. Nemohou být nahrazeny pouhým pozorováním přírodních systémů, vystavených působení mnoha proměnlivých faktorů současně. Pozorování může upozornit na pravděpodobné koincidence, nikoliv objasnit příčiny.

Z kritiky mechanisticko-analytického přístupu jako výlučného nástroje poznání však vzniká snaha postihovat simultánně všechny určující souvislosti, která zpravidla předpokládá interdisciplinární zkoumání. Náročným a dosud nenaplněným cílem systémové teorie je tedy překonat analytickou metodu rozkladu skutečnosti a pochopit její zkoumané výseky jako celostní funkční mechanismy.

■ Předmětem ekologie jsou živé systémy v interakci se svým prostředím. Synekologie (ekologie společenstev) se zabývá otevřenými biologickými a otevřenými ekologickými systémy. Prvními jsou **biocenózy** jako abstrakci vytvořený aktivní subsystém ekosystému, který existuje pouze v interakci se svým prostředím a pro ekologii je centrálním subsystémem ekosystému. **Ekosystém** je heterogenní (hybridní) systém složený z biologického subsystému (obvykle biocenózy) a ze subsystému prostředí (tzv. ekotopu). Látková výměna organismů s prostředím probíhá v přírodě jedine v rámci ekosystémů. Když však tuto látkovou výměnu sledujeme jako jeden z mnoha procesů probíhajících v určitém prostoru, přecházíme na **geosystémový** pohled. Předmětem jednoho z možných pojetí **krajinné ekologie** jsou ekosystémy jako nenáhodné akumulace živé i neživé hmoty, energie a informace v co možná jednoznačně vymezeném prostoru, organizované interakcemi svých prvků (a subsystémů). Dokonce i celek vztahů lidské společnosti a přírody může být koncipován jako systém, v němž záleží méně na struktuře dílčích částí než na vztazích mezi nimi.

Nejvyšším oživeným supersystémem naší Země je biosféra, jejíž libovolné části mohou být zkoumány jako subsystémy nebo samostatné systémy; také usedlost ve vsi, továrna v sídelní aglomeraci, redakce časopisu v nakladatelství, dopravní systém ve městě, jedna osoba v rodině, komár v louži mohou být zkoumány jednak jako samostatné systémy, jednak jako části nadřazených systémů, s nimiž jsou spojeny.

Jedním z principů teorie systémů je, že badatelský subjekt je třeba vždy považovat za část systému. Pozorovatel je prvkem systému s určitým vztahem k ostatním prvkům a jejich stavům. Badatelský subjekt rozhoduje o rozlišovací úrovni použití při zkoumání: volí z velkého množství vztahů ty,

1/ STABILITA SYSTÉMŮ OBECNĚ

teré chce zkoumat; určuje hranice toho, co kvalifikuje za systém, atd.

Bez stanovení účelu, pro který model zavádíme, chybějí kritéria pro jeho vymezení. Badatelský subjekt volí klíčové aspekty modelování (energetické, látkové, produkční, strukturální, vývojové, event. jiné), které vyžadují zaměřit se na určité vstupy, výstupy, procesy nebo elementární stavy. Mají-li být vztahy považované za klíčové přehledně zobrazeny, je pro tvorbu modelu ekosystému vždy nezbytný značný stupeň abstrakce (výběr, soustředění a zjednodušení jevů).

■ Mezi skutečností a modelovaným systémem proto leží proces abstrakce, která z množství skutečných prvků, vztahů a vlastností vybírá ty aspekty, které považuje pro fungování zkoumaného výseku skutečnosti za významné. V případě „systém = model“, je-li systém námi zobrazený modelem skutečnosti, nesmí být a priori s touto skutečností ztotožňován.

Zobrazení celku se v našem případě vytváří z hlediska funkčních vztahů. Toto hledisko dovoluje redukovat zřetelnou rozmanitost skutečných stavů, prvků a zvláštností do modelu fungování zvoleného výseku skutečnosti. Když analyzujeme strukturu systému, říká nám to ještě málo o jeho chování. Teprve vnitřní dynamika systému nám odkrývá jeho fungování, kritická místa, odolnost a citlivost systému. Pro zkoumání systému jako takového se proto klade důraz na jeho fungování a z toho plynou např. tyto zvláštnosti přístupu:

- Funkční propojení částí je důležitější než tyto části samotné, ty jsou systému a jeho fungování podřízeny.
- Části nemají význam ve své individualitě, ale v úlohách, které v systému plní (jako regulátor, řídicí veličina, čidlo, tlumič, hraniční hodnota, výměník atd. – viz kap. 2).

Oproti skutečnosti se u modelu systému jedná o kvalitativní redukci prvků, které jsou považovány za nositele sledovaných funkcí. Individualita takového systému nespočívá na zvláštnostech samotných prvků, ale na zvláštnostech souvislostí, které je propojují. Systémový přístup zahrnuje zanedbání prvků a jejich změn ve prospěch charakteru jejich souhrny. Chování systému nelze konstruovat z chování částí, cesta systémového poznání vede spíše obráceně: od celku k detailům. Reálný celek je tedy zobrazován systémem způsobem s vědomým omezením na funkční aspekt skutečnosti.

Veškerá realita je podle obecné teorie systémů tvořena hierarchicky uspořádanými reálnými systémy různé úrovně, kdy systémy vyšší úrovně jsou stále složitější a organizovanější. Protože každá vyšší úroveň se vyznačuje novými kvalitami, jaké na nižších úrovních nejsou známy, potřebná

informace o systému musí zahrnovat vždy více než součet informací o jeho prvcích (a subsystémech). Systémy se směrem „dolů“ v této hierarchii jeví jako autonomní celky, ale směrem „nahoru“ jako závislé části. Každý systém je tedy subsystémem nejbližší vyššího v hierarchii, ale jako subsystém je současně samostatným systémem.

Pro živé systémy je příznačná hierarchie organizačních úrovní, která počíná na molekulární úrovni a pokračuje do úrovně buněk, orgánů, organismů, populací, biocenóz a celé biosféry. Každá z těchto úrovní má vedle společných zákonitostí své vlastní, které chybějí na nižších úrovních hierarchie; obecně platí, že k poznání příčin určitého biologického jevu musíme sestoupit alespoň o jednu úroveň níže, pro poznání významu a smyslu určitého biologického jevu je nutné vystoupit nejméně o jednu organizační úroveň výše.

■ Aby mohlo kterýkoliv odvětví definovat pohyb specifické třídy systémů, které sleduje, potřebuje základní pojem pro jejich v podstatě neměnný stav, protikladný k dynamice, změně a vývoji. Při takovém pohledu operujeme s komplementárními dvojicemi pojmů „nehybnost/pohyb“, „strnulost/změna“, „stacionární/dynamický“ apod. Komplementárním pojmem ke „stabilitě“ je „labilita“ a řada odvětví zná specifické formy této „stability/lability“, označované odpovídajícím přídatným jménem (vedle ekologické stability např. mechanická, ekonomická, psychická apod.).

Stabilita bez bližšího označení je pojem ze světa klasické mechaniky, zvyklé posuzovat působení dvou ideálních těles v prostoru považovaném za prázdň, v němž se projevuje přísně deterministické zřetězení příčin a následků a v kterém se bez zásahu zvenčí ustaluje neměnný – stacionární stav. To platí pro tzv. uzavřený systém (tj. izolovaný od okolí energeticky i co do látkové výměny), což je idealizace přípustná a užitečná pro řešení mnoha fyzikálních úloh. Stacionární stav je tedy teoretický pojem sloužící k popisu uzavřených systémů. Sotva co může být vzdálenější realitě živých systémů i systémů s živým subsystémem (např. ekosystémů) než taková mechanická stabilita! Proto ekologie nemůže jít ve stopách mechaniky s ideálem izolovaného systému, na který působíme jediným zvoleným činitelem. Ekologie vůbec (a zejména krajinná ekologie) začíná naopak od **složitého** systému (v němž probíhá interakce velkého počtu činitelů, propojených zpětnovazebními vztahy, do té míry pro systém existenčně významných, že je nelze zanedbat) a od **otevřeného** systému (do něhož nepřetržitě vstupuje přinejmenším energie slunečního záření a atmosférických srážek).

Na stacionární stav systému lze usuzovat na základě sledování časové řady podstatných charakteristik systému, jestliže se tyto charakteristiky jako

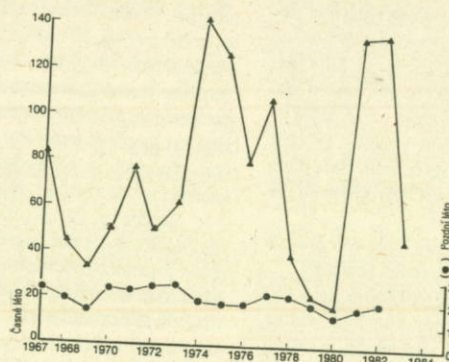
funkce času nemění. To může být buď prostým důsledkem nepřítomnosti vlivů a podnětů zvenčí (převážně abstraktní případ uzavřeného systému z mechaniky), nebo projevem schopnosti živého i neživého systému eliminovat důsledky působení podnětů zvnějšku.

V hovorovém jazyku vyjadřuje slovo „stabilita“ skutečnost, že změny okolních podmínek nemění podstatu věci. Vnější projev stability je rovnováha – fakt, že věc trvá ve svých podstatných vlastnostech. Stojíme tedy před závažnou, ale nelehkou otázkou: Jak si mohou živé systémy v současné krajině, které jsou díky lidskému vlivu převážně v nerovnovážných stavech, uchovávat svou stabilitu?

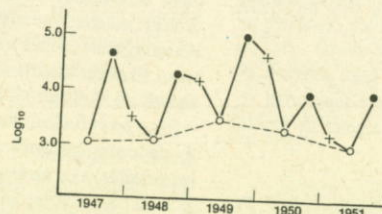
Častým zdrojem nedorozumění je mechanické a statické chápání ekologické stability, přiměřené pouze části neživých systémů a vedoucí k záměně pojmů „(ekologicky) stabilní“ za „neměnný – stacionární“. Protože však všechny biologické systémy vyměňují se svým okolím hmotu, energii a informaci, jsou to otevřené dynamické systémy, v nichž je dosažení stacionárního stavu teoreticky vyloučeno právě působením živé složky systému.

U biologických systémů nabývají tyto závislosti nejinstruktivnější podobu na úrovni populací. Uvádíme několik grafických příkladů, převzatých z anglické učebnice ekologie (Begon, Harper et Townsend 1987). Případy a) až e) jsou různými formami dynamické rovnováhy, případ f) je křiklavým příkladem jejího hospodářsky závažného narušení.

Obr. 1 Příklady populační dynamiky na základě empirických šetření, publikovaných v anglické učebnici ekologie (Begon, Harper et Townsend 1987)

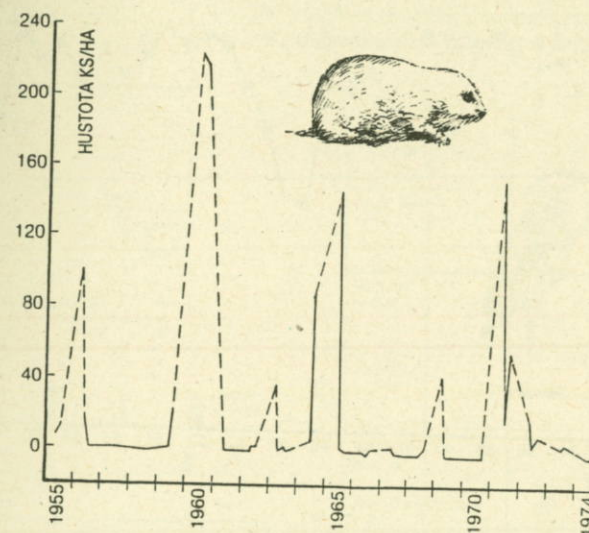


1a) Pstruh potoční (*Salmo trutta*) v jednom z toků anglické jezerní oblasti Trojúhelníky – počty v časném létě včetně jedinců čerstvě vykulených z jiker; plná kolečka – počty v pozdním létě (rozdílné měřítko vertikální osy)

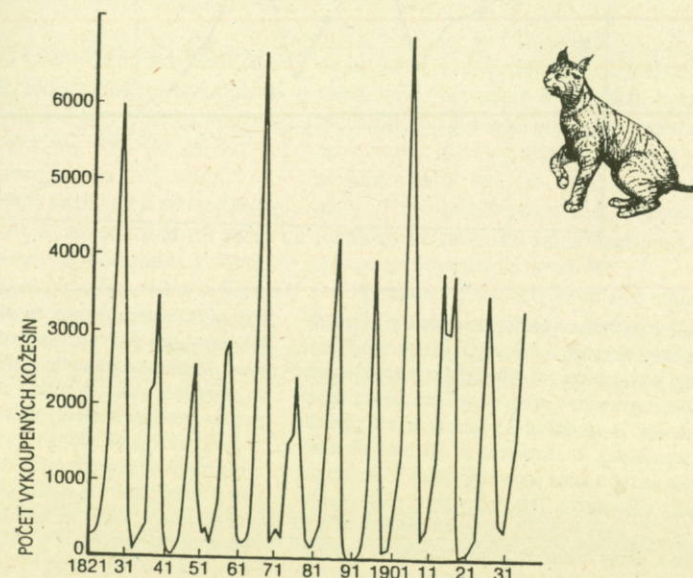


1b) Kobylka luční (*Chorthippus brunneus*) v jižní Anglii (logaritmická škála) Plná kolečka – vajíčka; křížky – nymfy; prázdná kolečka – dospělci V obou případech je početnost v jednotlivých letech relativně konstantní, ale v průběhu roku výrazně kolísá.

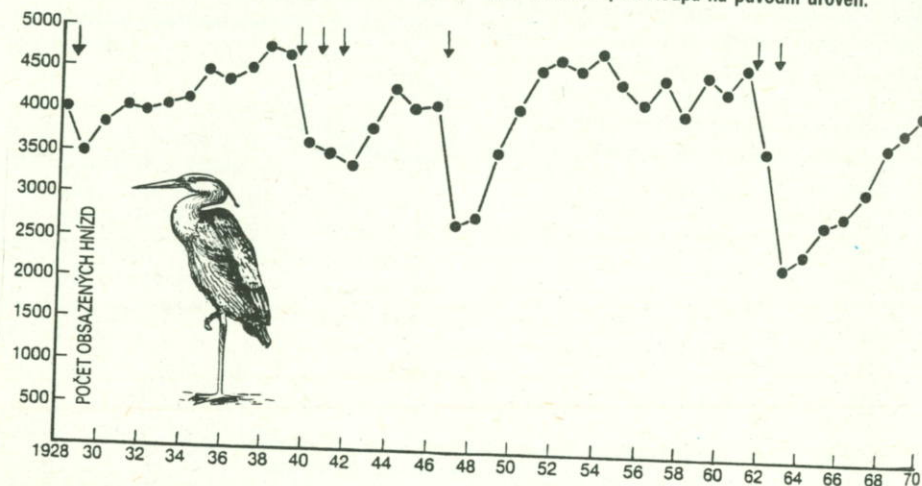
1c) Lumík sibiřský (*Lemmus sibiricus*) – průměrná hustota dominantního drobného býložravce aljašské tundry, který tráví většinu života pod sněhem; příznačné populační exploze, následované katastrofickými poklesy početnosti.



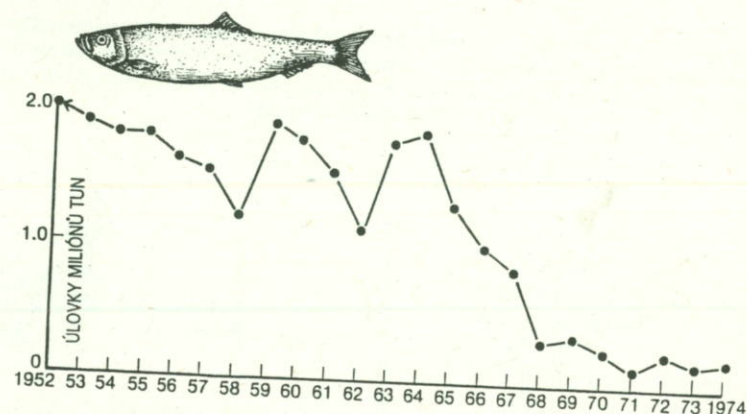
1d) Rys kanadský (*Lynx canadensis*) – počty vykoupených kožešin za více než 100 let na obrovském prostoru působení Společnosti Hudsonského zálivu v Kanadě; výjimečně výrazné pravidelné desetileté cykly početnosti, jejichž příčinami se zabývá text na str. 30–32. Dlouhodobé průměry početnosti byly v celém více než stoletém období konstantní.



1e) Volavka popelavá (*Ardea cinerea*) – počty obsazených hnízd v Anglii a Walesu za 42 let obvykle kolísají okolo 4 až 4,5 tisíc hnízdních párů. Početnost populace, odkázané na lov rybek v nezamrzajících vodách, výrazně klesá po krutých zimách a pak stoupá na původní úroveň.



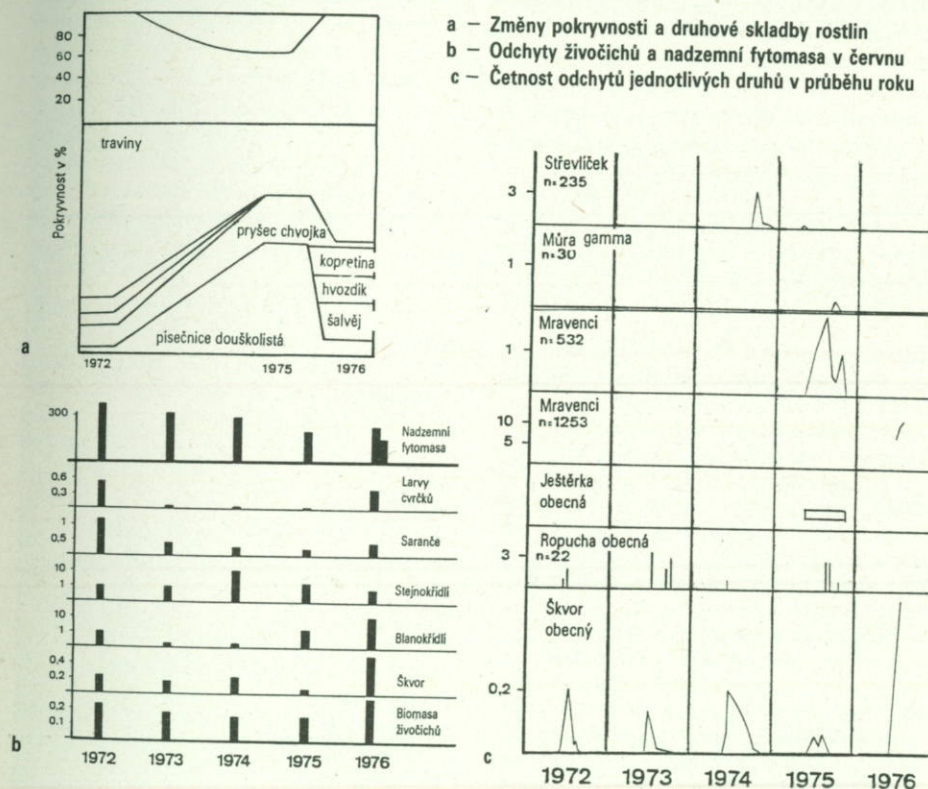
1f) Sled severní – třicetiletá časová řada úlovků. V polovině šedesátých let výrazný pokles stavů v důsledku nových technik neregulovaného průmyslového lovu.



■ Méně přehledné výsledky dostaneme při simultánním sledování více vlastností ekologických systémů. Taková sledování jsou nezbytná pro výpověď o poměrech ve složitém společenstvu nebo v celém ekosystému. Zdá se, že příklady na obr. 1) nasvědčují (s výjimkou 1c a 1f) stabilitě vnějších podmínek. Ve skutečnosti se však např. klima mění z roku na rok a tomu odpovídají změny podmínek pro rostlinstvo a živočišstvo. Tyto změny bývají silně podceňovány. Obr. 2), který vychází z pětiletého sledování suchého trávníku v jižním Německu (semixerotermní travinobylinné společenstvo, patříci v geobotanickém systému do třídy

Festuco-Brometea) ukazuje, že stavy různých krátkověkých organismů mohou kolísat z roku na rok až desetina-sobně. Měnilo se nejen rostlinné složení (podíl travin a bylin, zejména hvozdíků, kopretin a šalvějů), ale také celková produkce rostlinné biomasy a složení živočišstva (např. stavy cvrčků a kobylek klesly na 1/10 v letech, kdy silně přibývalo much). Po jediném příznivém létě byly v podstatě obnoveny původní poměry ze začátku pětiletého období. Podobné fluktuace ve vazbě na kolísání abiotického prostředí existují i u ptáků a savců.

Obr. 2 Změny v zastoupení druhů semixerotermního travinobylinného společenstva v jižním Německu, patřícího v geobotanickém systému do třídy Festuco-Brometea (Remmert 1980)



Život sám je (řečeno s Thomasem 1981) „skoro neuvěřitelně nepravděpodobným stavem dynamické rovnováhy, přičemž této regulace dosahuje výhradně sám život a my víme jen velmi málo o tom, jak tato regulace funguje“. Vlastně jen v rozporu se zákony fyziky*) zjišťujeme u některých otevřených systémů jakýsi „quasistacionární“ stav – stav trvající s minimálními odchylkami zvolených charakteristik (v rámci přesnosti našich měření a v daných, zpravidla velmi omezených časových rozpětích). Takový stav otevřeného systému nemůže být v pravém smyslu stacionární, a proto jej

označujeme „quasistacionární“ (tj. zdánlivě stacionární): může být pouze dynamickou rovnováhou protichůdného působení procesů v systému a jeho okolí. Reálné otevřené systémy musí být v nerovnovážném stavu, ten však může být „quasistacionární“. Právě takové uchovávání systému při nepřetržité proměně prvků, kterými je budován, označuje pojem „dynamická rovnováha“.

Systémy v dynamické rovnováze mohou tedy být značně nerovnovážné a to platí plně i pro ekosystémy. Sama existence organismů nepřetržitě pozměňuje abiotické prostředí; naopak společen-

*) Speciálně s druhým zákonem termodynamiky, podle něhož se každý uzavřený systém vyznačuje pozitivní produkcí entropie, která vyúsťuje ve stav maximální neuspořádanosti systému. Vysvětlení dějů v ekosystému samozřejmě neodporuje zákonům fyziky, ale zákony samotné fyziky pro ně nestačí!

stva různých organismů — jediná forma jejich existence v přírodě — se mění nejen v důsledku změn prostředí působených vnějšími vlivy, ale i změn působených společenstvy samotnými. Přitom určitá úroveň dynamické rovnováhy vnitřního prostředí systému je nezbytným předpokladem jeho trvání; značná změna vnitřního prostředí vede totiž u živého systému k zániku, u ekosystému ke kvalitativní přeměně jednoho systému v jiný systém.

■ Jakmile vyjdeme z toho, že trvání kvalitativně neměnného (quasistacionárního) stavu otevřeného systému může být pravděpodobně pouze výsledkem řady nenáhodných procesů, přesouvá se náš zájem na možné cesty k dynamické rovnováze, tj. především na procesy ustalující dynamickou rovnováhu vnitřního prostředí systému.

Vnější projevy quasistacionárního stavu a stavu dynamické rovnováhy jsou totožné. Přesto jejich rozlišování není pouhým slovíčkařením, protože při zjišťování existuje každému zřejmý rozdíl nároků na vstupní data:

Na quasistacionární stav určité charakteristiky otevřeného systému usuzujeme na základě prostého sledování její časové řady. Abychom však vyslovili oprávněný soud o stavu dynamické rovnováhy, musíme sledovat nejméně dvě prokazatelně vzájemně závislé charakteristiky systému. Teprve výsledkem takového sledování může být závěr o „rovnováze“ obou v přímé či nepřímé interakci.

Rozdílný informační obsah výrazu „quasistacionární stav“ a „stav dynamické rovnováhy“ osvětlí příklad populačních studií: pro určení quasistacionárního stavu populace stačí znát jedinou charakteristiku — početnost populace. Soud o stavu dynamické rovnováhy však vyžaduje v populaci znát alespoň úhrn narozených a úhrn zemřelých; dynamická rovnováha je pak indikována přibližně nulovým rozdílem mezi porodností a úmrtností. Je zřejmé, že též quasistacionární stav populace může být výsledkem celé řady kvantitativně odlišných dynamických rovnováh.

Zbývá dodat, že o ekologickém šetření jsme oprávněni hovořit pouze v případě systémů s živým subsystémem. Např. ve zmíněném případě, kdy na zjištění změn početního stavu populace navazují pokusy o jeho vysvětlení, a to buď v interakci celé populace s prostředím (synekologické šetření), nebo v interakci členů uvažovaného systému — populace — mezi sebou (demoekologické šetření). Když stav dynamické rovnováhy systému přetrvává i ve značně kolísajících podmínkách vnějšího prostředí, musíme předpokládat v systému existenci určitého vnitřního mechanismu, který účinky odchylek vnějšího prostředí zeslabuje nebo zcela ruší do té míry, že může docházet ke tlumení výchylky a k obnově původního stavu. Kdyby takový vnitřní mechanismus neexistoval, sy-

stém by se nutně stále více vzdaloval od výchozího stavu.

Takové obecné konstatování však pro praktické aplikace ekologie nemůže uspokojit. Pro praktické aplikace rozhoduje vysoká pravděpodobnost predikcí pro konkrétní případy. Proto také používání teorie systémů nemá být pouhou záležitostí dobových terminologických úprav, ale mělo by se stát nástrojem objevování dosud neznámých vztahů a jejich kvantifikace. Aplikace systémových úvah a strojně početní techniky nesmí zmnohásobovat poznávací předsudky badatelského subjektu a tak jej v nich utvrzovat. Proto na samo vymezování ekosystémů je účelné nazírat jako na pracovní hypotézu, kterou je třeba nejprve ověřovat a teprve pak kvantifikovat vztahy, jež byly ověřeny jako skutečně klíčové. Vymezení ekosystému se ovšem neobejde bez premis, které nebyly získány metodami systémové analýzy; ale už když pro tyto premisy použijeme důsledně kritéria a postupy teorie systémů, můžeme tím bez dalších empirických šetření uspořádat, zpřehlednit a tím zpřístupnit významné poznatky jiných oborů, unikající dosud pozornosti.

■ Systémové myšlení vneslo nové uspořádání do poznatků získaných převážně z jiných pozic, než je teorie systémů a tyto poznatky systemizovalo, což není málo; avšak co do objevování nových skutečností jsou výsledky teorie systémů značně hubené. Aniž bychom podleli obvyklému dobovému pokušení — převyprávět své téma v jazyce systémů a pokud možno vyrobiť blokové schéma, z něhož lze pracně luštit obecně známé skutečnosti — můžeme tuto laickou exkurzi do teorie systémů, která měla osvětlit obecné pozadí problémů ekologické stability, uzavřít takto:

Podstata stability jakéhokoli otevřeného systému není v jeho neměnném stavu, ale v jeho **schopnosti** udržovat vlastní dynamickou rovnováhu, tj. udržovat se prostřednictvím modifikace vnitřních procesů bez podstatných změn vlastní struktury nebo se vracet do výchozího („rovnovážného“) stavu, jakmile skončí působení podnětu, který otevřený systém z tohoto stavu vychýlil.

Nenápadné zvrtné „se“ v tomto pokusu o definici nesmí být přehlédnuto: udržovat **se**, vracet **se** platí pro vnitřní zdroje systému; je to něco zcela jiného než „být udržován“ zvenčí. Druhá věc, kterou bychom neměli přehlédnout: pojem stabilita ekosystému (= schopnost) **nelze** ztotožňovat s ekologickou, resp. biologickou rovnováhou ani vyvážeností (stavem). Proto se dále budeme zabývat autoregulačními mechanismy působícími uvnitř systémů.



Nevratná likvidace vysokoprodukční zemědělské krajiny povrchovou těžbou hnědého uhlí
Postup exploatace neumožňuje rozvoj rekultivaci dříve než na přelomu tisíciletí
Velkolom Merkur, v pozadí elektrárna Prunéřov (okres Chomutov)

TEORIE PRVNÍ TŘÍDY PŘEDVÍDÁ, TEORIE DRUHÉ TŘÍDY ZAKAZUJE A TEORIE TŘETÍ TŘÍDY VYSVĚTLUJE TO, CO SE UŽ STALO.

A. I. KITAIGORODSKIJ

2/ MECHANISMY USTALOVÁNÍ DYNAMICKÉ ROVNOVÁHY (PODNĚTY KYBERNETIKY)

V souladu s pojetím dynamické rovnováhy otevřených systémů vidíme za pojmem „stabilita“ především **stabilizaci** systémů, při níž dochází ke snižování odchylek, které permanentně narušují quasistacionární stav systému. Spíše než o výsledný stav nám jde o **procesy**, které k němu vedou. Takto chápaný pojem „stabilita“ se blíží „regulaci“ systémů, jak se jí v nejobecnější podobě zabývá kybernetika. Ta se vyvinula v rámci teorie systémů a souběžně s ní jako její druhá technologická vývojová linie. Pro naše téma je klíčové rozlišení: teorie systémů jako základní věda, kybernetika jako technologie. Předmětem obou je „celek“, ale kybernetika se věnuje především jeho stimulačním a regulačním mechanismům, tedy účelově omezenému průřezu tímto „celkem“.

■ V rámci kybernetiky lze zkoumat a popisovat na vysoké úrovni abstrakce společné principy regulace tak rozdílných systémů, jako jsou stroje, servomechanismy, technické organizace, společenstva organismů, ekosystémy a dokonce lidská společenství.

Základem každého třídění (a to dokonce i špatného) je vytknout mezi různými procesy to, co mají stejné. Neméně důležité je však umět rozeznat mezi podobnými procesy vlastnosti, kterými se od sebe liší.

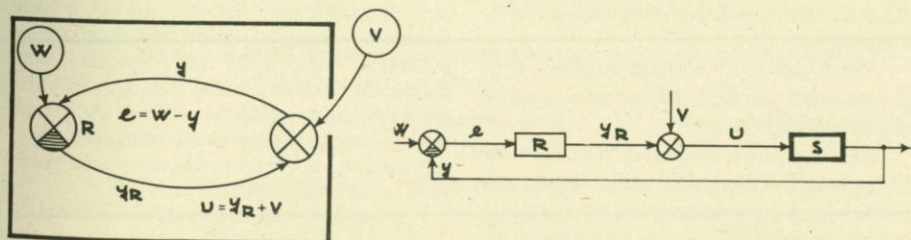
Pokoušíme-li se výše naznačené obecné pojetí stability konkretizovat pro ekologické systémy nejrůznější úrovně,

ně, nahlédneme na ně jako na zvláštní třídu „adaptivních kybernetických systémů“, vybavených sensory citlivými na odchylky a předávajícími informace centru, které mobilizuje kompenzační mechanismy. Přitom bychom měli respektovat projevy kvalitativních rozdílů živé hmoty oproti světu fyzikálních jevů (v autoregulaci živých systémů od taxonu po veškerou biotu; jejich evoluci; u systémů s živým subsystémem – ekosystémů: jejich sukcesí).

Nejdůležitějším autoregulačním mechanismem všech systémů bez výjimky jsou zpětné vazby. Zpětná vazba je vzájemné nenáhodné působení mezi prvky (event. subsystémy) téhož systému; při němž dochází k zesilujícímu (pozitivnímu*) nebo zeslabujícímu (negativnímu*) působení veličiny B, která byla přímo nebo nepřímo změněna veličinou A, na tuto veličinu A.

Důkaz takové zpětné vazby přináší užitečné informace o chování systému (mj. o jeho stabilitě) i v případě, že mechanismus tohoto působení pro nás zůstává „černou schránkou“ s neznámým obsahem.

Obecné principy zpětné vazby je možno objasnit nejlépe popisem specifické reakce systému na izolovaně působící podnět. Obecný popis takové reakce (negativní zpětné vazby) obsahují dvě schémata s použitím shodné symboliky:



Obr. 3 Blokové schéma negativní zpětné vazby ve dvojím provedení s použitím shodné symboliky. První je ze skript elektrotechnické fakulty ČVUT (Mařík a kol. 1981), druhé z příručky základů ekologie (Klötzli 1982). Podrobnosti v textu.

*) Označení „pozitivní“ a „negativní“ postrádají u zpětných vazeb podobně jako v matematice jakýkoliv hodnotící obsah a nesmějí být zaměňována s tím, že konečný efekt zpětné vazby je žádoucí či nikoliv. Často jsou důsledky pozitivních zpětných vazeb nežádoucí a důsledky negativních zpětných vazeb žádoucí (zejména z aspektu stability systémů); může tomu však být i naopak.

Ke schématu z předcházející strany (obr. 3):
 S – regulovaný systém (v prvním případě je tzv. regulační obvod znázorněn vně systému; ve druhém je jeho součástí)

R – regulátor

y – regulovaná veličina, jejíž hodnota je udržována v předepsaném rozpětí

w – řídicí veličina, kterou se zavádí informace o žádané hodnotě regulované veličiny (v živých systémech fixovaná geneticky, je tedy součástí systému)

e = w – y

regulační odchylka, která je vstupní veličinou regulátoru

y_R – výstupní signál regulátoru

v – poruchová veličina, nezávisle proměnná a obvykle nahodile kolísající

u = y_R + v

akční veličina – výstupní hodnota regulačního obvodu upravující reakci systému (jejím prostřednictvím se realizuje zpětná vazba)

Znázorněná zpětnovazebná smyčka působí na regulovaný systém tak, aby regulační odchylka byla neustále minimalizována; znázorňuje tedy **negativní** zpětnou vazbu. Regulátor R je prostřednictvím řídicí veličiny w nastaven na žádanou hodnotu regulované veličiny (u živých systémů je tato hodnota fixována geneticky); dává výstupní signál y_R do systému. V systému je čidlo (u živých systémů je nazýváme receptor), které zjišťuje aktuální hodnotu poruchové veličiny v z vnějšího prostředí a udává (součtem y_R + v) výstupní veličinu u regulačního subsystému a zároveň novou vstupní veličinu regulátoru.

Příklady jednoduchých zpětnovazebních smyček v technické, přírodní a smíšené sféře udává tabulka na následující straně.

Příklady v tabulce představují tři velmi rozmanité typologické třídy systémů podle jejich autoregulačních (resp. autoorganizačních) schopností, jak je rozlišil Jantsch (1975, v knize s příznačným názvem Design for Evolution):

Mechanické systémy – reagují na podněty z vně-

šího prostředí, aniž by měnily svou vnitřní organizaci. Příklad: termostat.

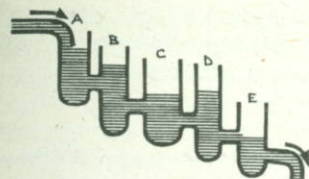
Adaptivní systémy – mají schopnost přizpůsobovat se podnětům z vnějšího prostředí změnami své vnitřní struktury v závislosti na zabudované informaci; v případě biologických systémů je tato informace geneticky naprogramována. Příklad: vzájemné relace mezi populacemi dravce a kořisti.

Inventivní systémy – mohou měnit svou vnitřní strukturu na základě vnitřního generování informace (invence) systémem zpětných vazeb s vnějším prostředím. Příklad: systém obhospodařování lovné zvěře mysliveckým sdružením.*

Důležitý rozdíl ve způsobu kybernetické regulace tkví v postavení řídicí veličiny w (obr. 3). V člověkem vytvořených systémech všech tří typů podle Jantsche stojí w zpravidla vně systému, zatímco v adaptivních systémech s biokybernetickou regulací (např. v přírodních ekosystémech) jsou cíle i nástroje regulace „internalizovány“, zabudovány v samotném systému. Mají-li být lidské snahy o regulaci „zvenčí“ úspěšné, musí tyto vnitřní kódy chování respektovat, a to je velmi náročné na biologické znalosti.

V této souvislosti se někdy klade otázka, zda jsou technické principy kybernetiky vůbec přiměřené pro aplikaci na biologické procesy. Kybernetika však svojí primární podstatou nemá co do činění se stroji, roboty a elektronickými počítači, ale s genetickým řízením v živých buňkách (naše vlastní nevyjímaje), s regulací enzymů a hormonů, s fotosyntézou v každém zeleném listu (bez níž bychom zahynuli), s prvními dětskými pokusy o chůzi, s pohyby rostlin za světlem, s rovnováhou mezi těžbou a přírůstkem rostlinné i živočišné biomasy. Není pochyby o tom, že původ kybernetické regulace tkví v oblasti živých organismů, kde ji můžeme sledovat „in natura“ (a ne – jak se někdy mylně předpokládá – v oblasti počítačů). Proto správnější otázka než ta vznesená na začátku odstavce bude znít: Jak povznést kybernetiku za základ nového vztahu lidské společnosti a přírody tak, aby bylo možno na minimální podnět cíleně vyvolávat žádoucí účinky?

V instruktivně jednoduchém příkladu ustalování dynamické rovnováhy mechanického systému s jediným vstupem a výstupem to znázorňuje Waddington (1977) kaskádou nádob různého objemu a průtočných profilů:



Voda postupně protéká spojovacími trubkami různého průměru z A do E a odtud uniká jako výstup ze systému. Kapacita systému je limitována světlostí vstupní trubice. Avšak množství vody protékající systémem nezáleží jen na průměru trubek spojujících nádoby A až E, ale také na výši hladin v jednotlivých nádobách. Za jakéhokoli setrvalého přítoku (který nepřesáhne kapacitu výstupu ze systému) se hladiny ve všech nádobách ustálí na výši, která poskytne dostatečný tlak vodě ve výtokovém profilu. Čím menší bude průměr této trubky, tím vyšší hladina vody bude v nádobě.

Co se stane, když náhle přiškrtneme průtočný profil v jedné ze spojovacích trubek uvnitř systému (řekněme mezi C a D)? Hladina v C rychle stoupne do takové výše, že zvýšený tlak vodního sloupce zrychlí průtok zaškrtnutým profilem, takže protékající množství vody z C do D zůstane na původní výši. Tento jev nám znázorňuje vnitřní tlumení změn uvnitř systému za setrvalého přítoku: změna vstupu bude mít za následek obdobné změny hladin a průtokových rychlostí ve všech nádobách systému. Dokud trvají vnější podmínky dynamické rovnováhy (tj. přítok nepřekročí úroveň, při které by některá z nádob přetekla), lze kaskádu zpětných vazeb v systému opsat s využitím symbolů uvedených u obr. 3 takto:

R – fyzikální vlastnosti potrubí

y – průtoky mezi A, B, C, D, E

w – světlost trubek mezi A, B, C, D, E

e – rozdíl mezi průtokem a kapacitou trubek za tlaku odpovídajícího dané výšce vodního sloupce

y_R – zvýšení či snížení hladiny v nádobách A, B, C, D, E

Příklady zpětných vazeb v přírodě a technice

Prvky zpětné vazby	Třída systémů		
	Vybraný příklad		
	Technické	Přírodní	Smíšené (biotechnické)
	Automatická regulace teploty	Vztah mezi populacemi dravce a kořisti	Regulace stavů zvěře v mysliveckém hospodaření
Cílová hodnota regulované veličiny	žádaná teplota	stabilní stavy kořisti	normované zazvěření
R regulátor	tepelné čidlo (termostat)	populace predátorů	myslivecká společnost
y regulovaná veličina	skutečná teplota prostředí	skutečná četnost kořisti	skutečné zazvěření
w řídicí veličina	stanovené nároky na teplotu	potravní nároky populace	plánované zazvěření
e vstupní veličina	tepelný rozdíl mezi topidlem	extrémní rozpětí četnosti kořisti v čase	extrémní rozpětí zazvěření v čase
y _R výstupní signál	úpravy přívodu tepla	počet ulovené kořisti	uskutečněný odstřel a odchyt
v poruchová veličina	tepelné ztráty (přebýtky)	choroby, špatné počasí, přemnožení jiných konkurujících živočichů	nesplnění plánu odstřelu
u akční veličina	úpravy přívodu tepla + tepelné ztráty (přebýtky)	počet ulovené kořisti + jiné ztráty na její populaci	skutečný odstřel + ztráty

*) Analogické třídění systémů podle jejich organizovanosti předložil Locker (1973, ex Zeman 1985) podle jejich cílových stavů:

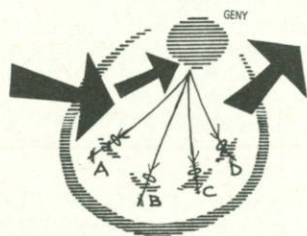
procesuální systémy – mají fixně daný jednoznačný cíl;

funkcionální systémy – aktivně vyhledávají cíl s možností volby z předem daného repertoáru;

organizační systémy – tvoří si repertoár možných cílů a postupně je realizují.

- v — změny v přítoku do systému (nebo přískrcení některé ze spojovacích trubek)
- u — součet dosavadního průtoku a změny v přítoku do každé nádoby (nebo přískrcení spojovací trubky před každou z nádob A B C D E)

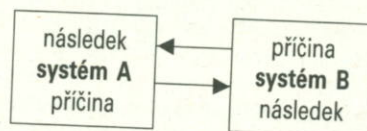
Jakkoliv je mechanický model kaskády nádob s protékající vodou velmi instruktivní pro pochopení řetězu zpětných vazeb, svou jednoduchostí je značně vzdálený realitě živých systémů. Ve Waddingtonově přirovnání zásadní rozdíl situace v živém adaptivním systému tkví v tom, že části energomateriálových vstupů se používá ke konstrukci nádob a spojovacích průtočných trubek, jiná část na průtok a ještě jiná část na jiné způsoby využití v systému.



Např. v každé živé buňce se část vstupujících živin, kyslík atd. přeměňuje v enzymy, které kontrolují tempo, jímž se jiná část vstupu přeměňuje v životně důležité substance (např. hormony) A, B, C, D. Produkované enzymy v buňce jsou tedy analogií průtočných trubek v dříve popsané kaskádě nádob. Protože tyto „průtočné trubky“ vytváří každá drobná buňka sama, je takový „minisystém“ obdařen schopností sám přivodit změny „vnitřního toku“ a změny odpovídající „zaškrzení trubky“ nemusí být navozeny zvenčí, ale i zevnitř systému. Schopnost navozovat spontánně a z vlastních zdrojů takové vnitřní změny je obecnou vlastností živých systémů — od buňky přes živé jedince po biocenózu a lidská společenství. V těchto případech prakticky nenajdeme izolovaný zpětnovazební okruh, ale jen jeho navzájem se ovlivňující řetězce, jejichž řídicí veličiny navzájem souvisejí.

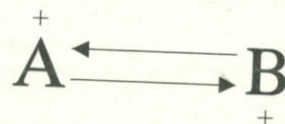
Dva uvedené prostítké příklady mají doložit, že pro pochopení mechanismu zpětné vazby je v každém konkrétním případě nezbytná jejich analýza; ta zpravidla ozřejmí, jak málo v jednotlivých případech víme např. o „anatomii“ rozhodujícího členu zpětné vazby — regulátoru, a zbaví nás případného despektu nad formální stereotypností zpětných vazeb. Bez skromnosti, která z takového poznání plyne, bychom své úvahy o souvislostech mezi systémy snadno degradovali na plytkou konverzaci typu „vše souvisí se vším“.

Dále uvedeme příklady výsledných efektů zpětných vazeb na vývoj několika přírodních adaptivních systémů podle schématu:



Kolísání početnosti jedinců v živočišných populacích je dlouhodobě a mnohostranně studovaným procesem. Toto kolísání je vrozená vlastnost populací, která se projevuje výrazně nejen v přírodě, ale i za vskutku konstantních podmínek v laboratorních pokusech; není tedy pouze projevem kolísání podnětů z vnějšího prostředí systému, ale má i své vnitřní příčiny.

Sledujme jednoduchý případ závislosti mezi početností určité populace (A) a mezi početností potomstva (B):



Při **pozitivní zpětné vazbě** působí každý z obou proměnných prvků v interakci shodným směrem, takže se navzájem zesilují ať v kladném (+) nebo záporném (−) smyslu. V případě znázornění na schématu může např. platit, že čím více členů populace (A) je v plodném věku, tím více potomstva (B) může být zplodeno; a čím více potomstva (B) dorůstá do plodného věku, tím rychleji narůstá populace. Dochází k posilování obou proměnných prvků interakce v čase a výsledkem je známá exponenciální růstová křivka tvaru „J“. Takovou principiálně obdobnou křivku mohou v kratších časových obdobích sledovat zcela rozdílné procesy (růst biomasy, fyzikálně chemické reakce jako jaderný výbuch, rakovinné bujení tkáně, bankovní vklady, závody ve zbrojení, růst inflace apod.). Pozitivní zpětná vazba posiluje odchylky a nerovnovážné stavy a zpravidla slouží dynamickému růstu systému; ten však časem naráží na určité hranice — limity svého vnějšího prostředí. To, že nejen růst populace, ale i četné jiné ekologické i ekonomické procesy (např. zhoršování životního prostředí, spotřeba přírodních zdrojů apod.) zaznamenávají úseky exponenciálního růstu, nemůže vést k opomenutí skutečnosti, že tyto procesy vždy časem nará-

žejí na vnější limity. Kvalitativní změny vlastností prvků interakce se pak mohou projevit principiálně dvěma způsoby:

- Buď promění dosavadní pozitivní zpětnou vazbu v negativní (viz dále) a exponenciální úsek růstové křivky se pak zploští, nabude tvaru „S“ a přejde ve stav dynamické rovnováhy s náhodným kolísáním (fluktací) hodnot (např. populačních hustot): po nejprudším růstu nastává fáze zřetelného zpomalení růstu populace; vyčerpávají se potravní zdroje, ubývá volný prostor pro nové jedince, prostředí se zhoršuje odpadními látkami a přibývá konkurence mezi příslušníky populace, takže její velikost začíná kolísat kolem únosné kapacity prostředí;

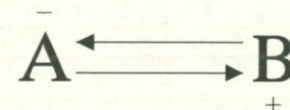
- nebo při zachování pozitivní zpětné vazby se tato vazba „přepóluje“ a její nositelé „změní znaménka“ v závislosti typu „čím méně A — tím méně B“: překročí-li prudký růst populace únosnou kapacitu prostředí (např. potravní a prostorové zdroje, což je důkazem selhání, event. zpoždění negativních zpětných vazeb) nebo zasáhne-li mimořádný vnější faktor zvenčí (epidemie, přírodní katastrofa, nevhodný lidský zásah), populace opět klesá k nízkým hodnotám a v případě setrvalého exponenciálního poklesu neodvratně vymírá. Nápadné změny početnosti populací nejsou u některých druhů (např. hmyzích škůdců rostlin) ničím neobvyklým. Gradace, následovaná silným přemnožením (kulminace), se pak střídá s útlumem (retrogradací) populace až na nízký stav (latenci) ve víceméně pravidelných exponenciálních úsecích. Takové dlouhodobé střídání období ve vývoji populace s převahou pozitivních zpětných vazeb opačného znaménka může být pro některé druhy (např. hrabošů nebo arktických lumíků, viz obr. 1c) jednou ze specifických forem dynamické rovnováhy.

■ Nelze považovat za ukvapené zobecnění poznatek, že pozitivní zpětné vazby jsou v přírodě charakteristické pro rychle narůstající procesy a že jsou obvykle protikladné tendencím systému k vlastní stabilitě: Každý systém poháněný ve svém vývoji vylučně pozitivní zpětnou vazbou by dospěl dříve nebo později ke katastrofě.

Nicméně paušální tvrzení, že přírodní ekosystémy se ve srovnání s ekosystémy člověkem ovlivněnými vyznačují vždy minimálním kolísáním vlastností, je jednou z ekologických polopravd. Např. v tajze a zvláště v tundře (tedy v ekosystémech minimálně ovlivňovaných člověkem) je nepřetržitě registrováno pravidelné výrazné kolísání početnosti savců i ptáků (podle počtu úlovků někde už od 18.

století). Toto zřejmě zákonitě pravidelné výrazné kolísání je co do intenzity srovnatelné s poměry v umělých ekosystémech, např. s kolísáním počtu hrabošů polních v zemědělských kulturách, zcela přeměněných lidskou činností.

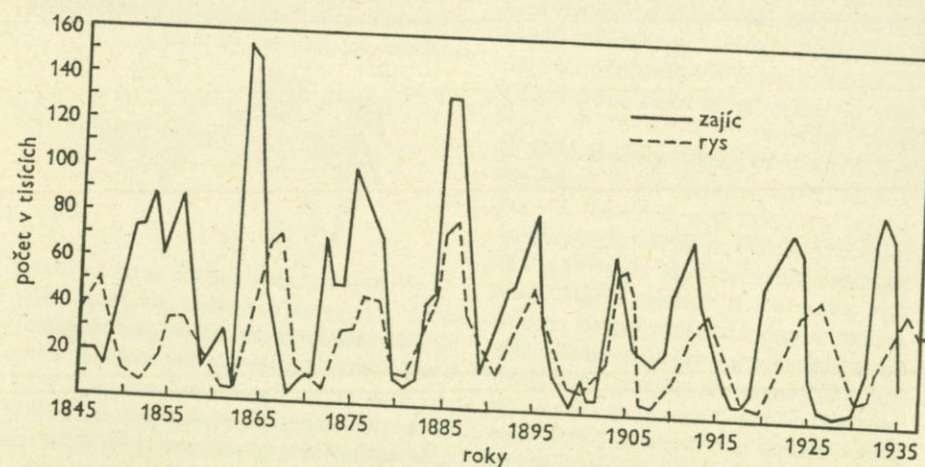
Avšak dokud taková fluktuace složek ekosystému nevede k dlouhodobé destrukci jeho struktury, může být kolísání početnosti určité populace v ekosystému dokonce výrazem ochranných aktivit, řízených zpětnými vazbami. Toto kolísání proto nemůže být jediným kritériem ekologické stability, ať je působeno vnějšími faktory, nebo cykličností vývoje samotných populací, resp. biocenóz.



Při **negativní zpětné vazbě** se od vzniklého vychýlení na vstupu do systému (poruchová veličina v) v regulátoru nějaká hodnota **odečítá**, hodnoty vstupů a výstupů interakce mají opačné znaménko. Vstupy a výstupy se kontrolují navzájem tak, že se ve svých účincích tlumí nebo dokonce ruší. Negativní zpětná vazba tak zabezpečuje stav dynamické rovnováhy (v mechanických systémech např. udržení žádanou provozní teploty termostatem, žádanou poměr paliva a vzduchu v karburátoru výbušných motorů apod.). Také v živých systémech je udržení optimálních hodnot (např. tělesné teploty, obsahu kyslíku nebo hormonů v krvi, hustoty populace volně žijících živočichů apod.) zabezpečováno negativními zpětnými vazbami. Ty účinkují proti každé odchylce vnitřního prostředí způsobené vnějšími vlivy tak, že regulují odpovídajícím způsobem reakce systému (zvětšují nebo zmenšují výstupy). Proto můžeme negativní zpětnou vazbu označit za hlavní princip stabilizace — udržování stavu dynamické rovnováhy — i v systémech s živým subsystémem (ekosystémech).

Zdánlivě jednoduchým příkladem, citovaným v mnoha učebnicích ekologie, je populační dynamika dravce a kořisti (např. lišek a myší). Čím je více myší (A), tím snáze lišky (B) uloví kořist, žijí si blahobytně a více se rozmnožují; ale čím více lovců lišek, tím více ulovených myší. Počet myší klesá, v důsledku toho lišky uloví méně kořisti, klesá počet lišek, a tím se umožňuje obnova vyššího stavu myší atd.

■ Jakkoliv se v takovémto konverzačním podání zdá celý proces samozřejmý a jednoduchý, selhaly desítky složitých pokusů o jeho matematickou formalizaci, neboť podle nich je vztah obou populací buď globálně stabilní (netečný k vnějším podnětům), nebo – se zaváděním dalších a dalších předpokladů – globálně nestabilní (a vede k vyhnutí jedné z populací). Klíčem je možná předpoklad, že jakmile se dravci stanou příliš početní vzhledem ke své kořisti, kořist se stává stále ostražitější a to umožní většímu procentu příslušníků populací přežít díky snižující se efektivnosti loveckých pokusů dravců.



Obr. 4 Cyklické kolísání v populacích dravce a kořisti (MacLulich 1937 ex Odum 1977) – rysa kanadského a zajíce měnivého – podle počtu vykoupených kůžešin

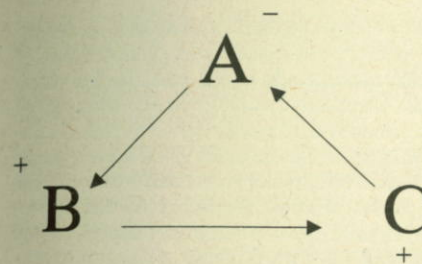
■ Klasickým příkladem je cyklické kolísání populací dvou druhů lovených pro kožešinu – severoamerického zajíce měnivého a rysa kanadského, jehož hlavní kořisti jsou zajáci. Více než stoletá každoroční evidence počtu vykoupených kůžešin dokazuje synchronní kolísání obou populací v 9–11letých cyklech, přičemž početnost rysů kulminuje pravidelně o jeden i více roků po největší početnosti zajíců.

Tento často citovaný příklad zasluhuje bližší rozbor tím spíše, že zobecnění matematického modelu „dravec – kořist“ z roku 1931 se ocitlo ve vysokoškolské příručce „Biosféra a lidstvo“ (Kudrna a kol. 1988, str. 426) v této absolutizující, a tudíž mylné podobě: „Uvedený Volterův model ukazuje obecnou závislost, která v biosféře probíhá. Odchylky od tohoto zákona lze pak lehce vysvětlit a zdůvodnit.“

Lze pak lehce vysvětlit a zdůvodnit...? Jaká je předpověď síla této „obecné závislosti“ či dokonce „zákon“, ukážeme na konkrétním příkladu „rys – zajíc“. Zajíc měnivý (*Lepus americanus*) je dominantní býložravec a jeho početnost se mění synchronizovaně 10 až 30násobně na obrovském území od Aljašky po Newfoundland v rámci 9–11letého cyklu. Běžně tradovanou domněnku o negativ-

Právě vyslovením této domněnky však základní úkol ekologie teprve začíná: vyhodnotit u populace sledovaného druhu důležitost každého vnitřního a vnějšího faktoru nebo alespoň určit, která je hlavní příčina změn početnosti v daném konkrétním případě. I když kolísání populačních hustot (např. u hmyzích škůdců lesa) je známé, průkazně zjištěné příčiny gradací jsou k dispozici jen v malém počtu případů.

ni zpětné vazbě početnosti obou populací – domněnku velmi lahodící našim představám o uspořádanosti přírody – však silně zpochybňuje fakt, že obdobné cykly početnosti severoamerických zajíců měnivých se vyskytují i v oblastech, kde byli rysy (*Lynx canadensis*) vyhubeni. Nejde o náhodné fluktuace s 8–11 letou periodicitou, ale o cyklické interakce mezi kořistí a potravními zdroji kořisti: Populační cykly zajíce a rysa nejsou výsledkem interakce dravce a kořisti; populační minima zajíce jsou způsobena nízkou porodností, slabým přežíváním mláďat a malými váhovými přírůstky. To vše jsou příznaky, které lze experimentálně navodit nedostatkem potravy, a ten vskutku provází pokles počtu zajíců. Kolísání počtu zajíců je na počtu rysů nezávislé a je to právě ono, co podmiňuje v Severní Americe kolísání počtu rysů. Spouštěcí mechanismus kolísání obou populací pramení v interakci „zajíc – pastevní zdroj“ a početnost rysů populace nezpůsobuje kolísání počtu zajíců jako kořisti, ale prostě sleduje početnost kořisti. Zdá se, že v tomto případě ekologové nejzvučnějších jmen podlehlí pokušení vidět to, co chtěli vidět, nebo alespoň tomu, jak se (podle Darwina) „příroda snaží lhat nám přímo do očí“.



Ještě složitější, ale prakticky velmi významné schéma negativní zpětné vazby je extrémní snižování růstu populace působením stresových faktorů. Patologické jevy vyvolané stresem (C) jsou ve zpětnovazební smyčce faktorem „navíc“ ke schématu pozitivní zpětné vazby: s růstem početnosti plodné části populace (A) narůstají nejen počty potomstva (B), ale progresivně roste nedostatek potravy a prostoru (např. úkrytů) a jiných zdrojů nezbytných pro existenci dalších členů populace, mj. roste i znečišťování prostředí populací samotnou. Tyto rostoucí negativní vlivy v prostředí populace přinášejí jejím jedincům takovou zátěž, že se to projevuje patologickými změnami chování (C – stresová reakce, podrobněji viz kap. 7), které mohou vést i v přírodních podmínkách k prudkým poklesům populační hustoty směrem k minimu.

■ Nad určitou kritickou populační hustotou se projeví v populaci tendence ke snižování plodnosti, protože např. nepřetržitý kontakt mezi divokými králíky vede k neustálému vyrušování březích samic agresivními samci; dochází k předčasným vrhům, opouštění mláďat, která hynou, a k podobným patologickým jevům. Kromě toho stres z nadměrné hustoty populace přispívá k malé virulenci jedinců a stálý kontakt mezi nimi vytváří podmínky pro vznik epidemii často katastrofálního rozsahu (u králíků např. myxomatóza). V přírodních podmínkách je však obvyklé, že dlouho před tím, než se projeví katastrofální důsledky extrémních populačních hustot, stoupne i početnost predátorů, kteří zabrání králíků populaci překročit kritické množství, podmiňující vznik stresu.

Znárodnění tří článků ve zpětné vazbě „populace – potomstvo – stres“ je otázkou formální úpravy; lze ji popsat také jako zpětnou vazbu „populace – stres“, ale v obou případech jde o negativní vazbu **uvnitř** populace. Negativní vazba **navenek** – třeba již probíraná závislost typu „populace predátorů – populace kořisti“ (např. počet rysů kanadských a zajíců měnivých) je z hlediska stability systému efektivnější než příliš mnoho stresovaných jedinců (např. králíků) bránících jeden druhému v reprodukci.

Všechny výše uváděné příklady autoregulace živých systémů jsou příliš zjednodušené mj. v tom,

že zvažují jediný podnět – vstup do systému, aby v něm byl tento vstup zpětnou vazbou modifikován do jediného výstupu. Samozřejmě ve většině živých systémů (pomysleme na vlastní tělo) jsou podněty – vstupy – velmi rozmanité. Tyto různé vstupy navíc neúčinkují zcela nezávisle, ale uvnitř systému se svými důsledky ovlivňují a propojují, potencují nebo brzdí navzájem. Základním předpokladem trvalé existence každého složitějšího systému jsou spleti instrukcí předávaných mezi jednotlivými prvky (subsystémy) a nepřehledné zpětnovazební smyčky mezi nimi. Uvnitř systému se však z této spleti nakonec vynořují stejné tendence, jaké lze najít v případech jednoduchých zpětných vazeb – buď tendence destabilizovat chování systému (pozitivní zpětnou vazbou), nebo stabilizovat je (negativní zpětnou vazbou). Když je některá z drah transformujících podnět ve spleti negativních vazeb ekosystému narušena (analogie extrémního „přískrcení trubky“ v dříve citovaném příkladu kaskády nádob), existují obvykle jiné dráhy, které narušenou zpětnou vazbu nahradí: geneticky fixované reakce živých organismů se prosadí jinou cestou, protože uskutečňování těchto reakcí na obvyklé podněty bývá několikanásobně jištěno.

■ Technicky jednoznačnou detekci skladebných prvků zpětných vazeb v živých systémech dále ztěžuje okolnost, že tentýž prvek vystupuje v různých zpětnovazebních smyčkách v různém postavení. Řídící veličina jedné zpětnovazební smyčky (např. fyziologicky optimální teplota organismu) může v jiné zpětné vazbě působit jako

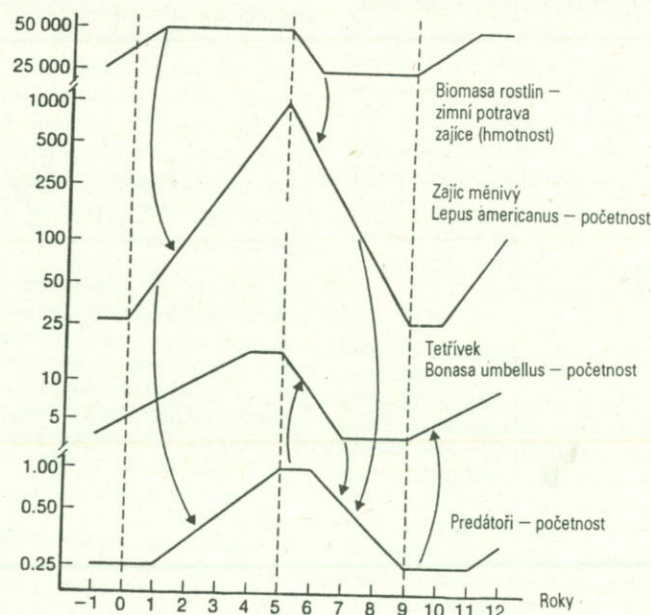
- regulovaná veličina „y“ (např. při pocení nebo stahování pórů v pokožce),
- výstupní signál regulátoru „y_R“ (např. přívod tepla do žaludku při trávení),
- poruchová veličina „v“ (např. tepelné optimum organismu jako nepříznivá existenční podmínka pro určité bakterie).

Nebo v ekosystémech působí konzumenti 1. řádu (býložravci) a 2. řádu (masožravci), predátor a kořist (rys kanadský a zajíc měnivý, liška a myš) střídavě jako regulovaná veličina „y“ a poruchová veličina „v“ atd.

■ Znalost populačních cyklů rysa kanadského a zajíce měnivého, které jsme se dotkli výše, se opírá o statistické údaje o výkupu kožešin na obrovském území. Nové, komplikovanější a zřejmě realističtější vysvětlení příčin těchto cyklů se opírá o bilanci poměru mezi podzimní biomasou rostlin, využitelnou jako zimní pastva býložravců, mezi početností zajíce měnivého, tetřívka (*Bonasa umbellus*) a početností souboru masožravců (mj. rysa kanadského) ve státě Alberta (Kanada). Dvanáctiletá bilance ukazuje, že známý cyklus koreluje s vysokým poměrem biomasy masožravců

k zajícům ve fázi poklesu zaječí populace a také s nízkým poměrem obou biomas v období následujícím („dolní úvrat“ četnosti zajíců), jejichž stavy se zvyšují dříve než stavy predátorů. Údajně je důležité, že predace se soustřeďuje i na tetřivky v době, kdy poměr „predátorů – zajíců“ je vysoký, ale postihuje jen malý počet tetřivků, když je tento poměr nízký. Jsou to pak populační cykly tetřivka, dalšího významného konzumenta rostlinné biomasy losů v Albertě, které jsou vskutku vyvolány predacním tlakem. Podle Keitha (1983) jsou všechny tři sledované populační cykly generovány interakcí „zajíc – rostlina“; predátoři sledují populační cykly zajíce, zatímco populační cykly tetřivka jsou generovány predacním tlakem masožravců.

Obr. 5 Kolísání biomasy hlavních složek 10letého populačního cyklu tajgového biomu v Albertě (Kanada). Šípky ukazují hlavní příčinné vazby (Keith 1983, citováno v učebnici ekologie Begon, Harper et Townsend 1987). Podrobnosti v předcházejícím textu.



Výjimečně příznivý terén pro detailní výzkum vztahu „predátor – kořist“ poskytuje národní park Isle Royale na 336 km² velkém, prakticky neobydleném ostrově v Hořejším jezeře (Michigan, USA), vzdáleném asi 64 km od nejbližší pevniny (Ontario, Kanada). Na ostrově s rozlohou blížící se našim Jizerským horám se vyvíjí nepřetržitě populace losa (*Alces americanus*) a od roku 1948 populace vlka (*Canis lupus lycaon*) za nepřítomnosti jiných velkých býložravců i šelem, tedy v „modelově čisté“ podobě pro sledování obou populací.

Ve třicátých letech byl ostrov losy silně přezvěřen (maximální stavy odhadují různí autoři na 3 až 5 tisíc kusů). Dodnes viditelné škody na vegetaci vedly k předpovědi, že mezi losy dojde k silnému rozšíření chorob, strádání z pod-

výživy a k poklesu populace. Za několik let se tato předpověď naplnila, populace losů drasticky poklesla řádově na desetinou maxima a svého minima dosáhla těsně po velkém požáru, který postihl v roce 1936 více než čtvrtinu ostrova. S následným vývojem pasečné vegetace na spáleništích se zlepšila pastevní základna a stavy losů se mírně zvyšovaly. Do tohoto období spadají první důkazy o existenci trvalé vlčí populace na ostrově; pocházejí z konce čtyřicátých let, kdy byla znovu rostoucí populace losů odhadována na 510 kusů. Vztah losa a vlka se pak stal od roku 1950 předmětem dlouhodobého intenzivního výzkumu (Mech 1966, Peterson et Page 1983). Tehdy žilo na ostrově 500–600 losů a 20 vlků.

Začátkem šedesátých let zůstal stav vlků 20–25 kusů a nezvyšoval se, ačkoliv byly pozorovány pokusy o páření. Kondice losů stržených vlky byla z veterinárního hlediska nevalná (hojně cysty parazitů a kostní deformace na zbytcích vlčí kořisti). Velká vlčí smečka na ostrově (15–16 kusů) zabývala v zimních obdobích 1959–61 v průměru každé tři dny jednoho losa. V tomto období bylo z letadla pozorováno 160 losů v dosahu vlků, z toho 131 losů vci registrovali a 77 losů se smečka pokusila ulovit (buď je obklíčila, nebo štvála na větší vzdálenost). Při těchto 77 loveckých pokusech bylo usmrceno 6 losů, takže efektivnost lovu nedosahovala ani 8 %. Ze 36 obklíčených a bránících se losů (býků i losic s mláďaty) nebyl žádný usmrcen, tento osud však postihl 5 z 41 prchájců, u nichž smrt nastala v prů-

běhu za 10 minut. Sledovaná vlčí smečka se tedy podle statistiky musela – vždy se značným vynaložením energie – přesvědčit o vynikající kondici 13 losů, než dokázala strhnout jediný kus. Mezi loveckými úspěchy musela vlčí smečka v průměru urazit 42 km (0 až 107 km).

To je jen nepatrná ukázka ze spousty pracně získaných kvantifikovaných údajů, které měly umožnit vysvětlení vztahu populací losa a vlka; obecně řečeno: umožnit pohled do nitra systému, jehož výstupy – změny početnosti obou populací – byly registrovány s výjimečnou přesností. Za léta 1959 až 1961 se čistý sezónní přírůstek losů na ostrově pohyboval okolo 85 kusů, zatímco počet vlky stržených kusů dosahoval zhruba 83 kusů. Populace losa a vlka byly tedy relativně stabilní a závěry tehdejšího výzkumu zněly: vlci udržují početnost losů v mezích disponibilní pastevní základny, vylučují zdravotně vadné jedince a podporují reprodukci stáda. Na základě shromážděných poznatků se předpokládalo narušení dynamické rovnováhy obou populací poklesem potravních zdrojů spontánní sukcesí spálenišť z třicátých let (ve světlých porostlinách přípravného lesa břez, osik a vrb začínaly odrůstat okusu skupiny jehličnatých stromů – jedle *Abies balsamea* a smrku *Picea glauca*). Prognóza poklesu početnosti losů se však v šedesátých letech nenaplnila. Naopak, během šedesátých let stavy losů při stabilní populaci vlka stoupaly až na 1 200 kusů v roce 1970. Teprve pak přírůstky klesaly, snižoval se podíl losic se dvěma mláďaty a v zimách s rekordními výškami sněhové pokrývky na přelomu 60. a 70. let silně stoupl počet vlky stržených losích telat. Za hojnosti losů (i bobrů jako druhé významné kořisti vlků) se na ostrově vytvořily další vlčí smečky a stav vlků stoupl až na 50 kusů v roce 1980, kdy losí populace poklesla (prokazatelně v důsledku zvýšeného predacního tlaku) opět na 500 až 600 kusů. Hned poté však populace vlků z neznámých příčin prudce poklesla na pouhých 15 kusů v roce 1982.

I tento hrubý výtah z výsledků mimořádně zevrubných výzkumů v podmínkách bez prokazatelného lidského vlivu ukazuje, že vzájemné vztahy predátora a kořisti jsou na ostrově Isle Royale velmi vzdálené od matematicky pravidelných cyklů nebo dokonce od bezproblémové konstantnosti, přisuzované někdy přírodním ekosystémům. Jde o polyfaktoriální závislosti, které se v průběhu necelého půlstoletí projeví kolísáním početnosti losů v mezích 550 – 600 – 1 200 kusů a vlků v mezích 15 – 25 – 50 kusů. Početnost obou druhů klesala jen málo pod stav „normálu“ předpokládané dynamické rovnováhy, přesahovala jej však příležitostně až na dvojnásobek. V předcházejícím období bez přítomnosti vlků však stoupl stav losů až na pětinašobek (možná i více) tohoto „normálu“ s těžkými a dlouhodobě zjevnými důsledky pro celý ekosystém.

Základním limitujícím faktorem celé soustavy jsou i v tomto případě pastevní zdroje býložravců. Vlci však udržují losí populaci prokazatelně pod úrovní, při které by losi strádali nedostatkem potravy. Jako všichni kopytníci mají i losi slabě vyvinutou autoregulaci, protože druh se v průběhu evoluce adaptoval na regulující přítomnost šelem. Kde

fungují zpětné vazby vůči přiměřené populaci šelem, bývá evidován podstatně nižší počet stržených kusů než v oblastech, kde vlci pro svoji nízkou početnost nemohou kontrolovat početnost populací kořisti. Tam připadá na jednoho vlka podstatně, ba řádově více kopytníků (např. v Minnesotě 153 jelenců viržinských, v národních parcích Skalístých hor 300–400 kusů různých druhů kopytníků). Ačkoliv zde na jednu šelmu připadá podstatně vyšší počet stržených kusů, vlci ani všechny ostatní šelmy dohromady (kojot, rys, medvěd, rosomák, puma) pak nestačí tlumit roční přírůstky kopytníků a většina handicapovaných jedinců kořisti uhynie na nemoci, působení parazitů, podvýživu nebo působení mrazu. Predace šelem zde všude jen více či méně doplňuje jiné příčiny úmrtnosti kopytníků, aniž by bylo dosaženo pozitivních efektů predacního tlaku a přísné selekce kopytníků, která z něj vyplývá.

Naopak pro populace šelem a kopytníků v dynamické rovnováze je charakteristická nízká relace počtu jedinců (Isle Royale 12–67 losů na 1 vlka, národní park Mount McKinley 25–27 kusů ovce tlustorohé na 1 vlka). Zde všude nemají vlci lehké živobytí: musí urazit značné vzdálenosti a „otestovat“ mnoho jedinců kořisti, než dosáhnou úspěchu. Při radikálním snížení losí populace pak vlci mají také potíže strhnout dost kořisti, že slabší jedinci ve smečce hladovějí a nepodílejí se na rozmnožování. Zpětné vazby tak zřejmě brání vzniku situace, kdy by predacní tlak snížil početnost kořisti na tak nízkou úroveň, že by ohrožovala podmínky přežití predátora. Taková situace alespoň nebyla v nerušené přírodě empiricky doložena.

Vyhubení predátora bez náhradní regulace početnosti kořisti vede k rychlému zvýšení populace kořisti, po němž následuje vlna zvýšené úmrtnosti v důsledku podvýživy, chorob a parazitů. Dochází k extrémním výkyvům populace kořisti namísto relativně nízké a setrvalé mortality, jaká je charakteristická pro populace v dynamické rovnováze.

Zastavili jsme se podrobněji u monumentálního výzkumu vztahů mezi losy a vlky na severoamerickém ostrově, abychom na tomto příkladu ukázali, že uplatňování zpětných vazeb v reálných živých systémech se děje spíše jejich složitým zřetězením nežli v podobě prostých příkladů, které jsme pro osvětlení principů interakce uváděli vpředu.

Viděli jsme, že i v jednoduché sekvenci zpětných vazeb dochází k určitému tlumení nebo potencionování výstupu – reakce systému, ale tento proces je ve spleti vazeb bezpečnější a obvykle účinnější. Způsoby, kterými živé systémy vybírají své odpovědi na podněty z mnoha možností, je výběr po důkladném odzkoušení (cestou omylu a slepých uliček končících záhubou) a extrémně konzervativní uchovávání odpovědí, které se ukázaly v minulosti jako úspěšné. Uchování této informace proběhlo v přírodních ekosystémech přes nahodilé variace ve stovkách generací většiny druhů organismů budujících ekosystém. Takto fixované zpětné

vazby se však v nových podmínkách, na něž přírodní ekosystém není adaptován přírodním výběrem, mohou projevit jako anachronismus nepřiměřený nové situaci. Dochází ke konfliktu informace zabudované v genetickém kódu se situací, v nichž se organismus během své evoluce neocítil, a proto reaguje nepřiměřeně. V tom směru jen člověk disponuje novými možnostmi, totiž kumulativní tradicí lidské kultury, která umožňuje předávat individuálně nabyté a společensky zafixované poznatky (mj. o řízení ekosystémů) už z generace na generaci; tento proces však je mimo sféru biologických zákonitostí a může se s nimi dostávat do konfliktu.

■ Naše poznání regulačních mechanismů je stále nedokonalé a nevyčerpává se poznáním, že explozivní růst je privilegium systémů vybavených pozitivní zpětnou vazbou a že rovnovážné stavy jsou doménou systémů vybavených negativní zpětnou vazbou. Teorie systémů předpokládá širší repertoár regulačních mechanismů, i když jej zatím dokáže jen mlhavě opisovat, např. jako „volnou hru protichůdně působících sil“.

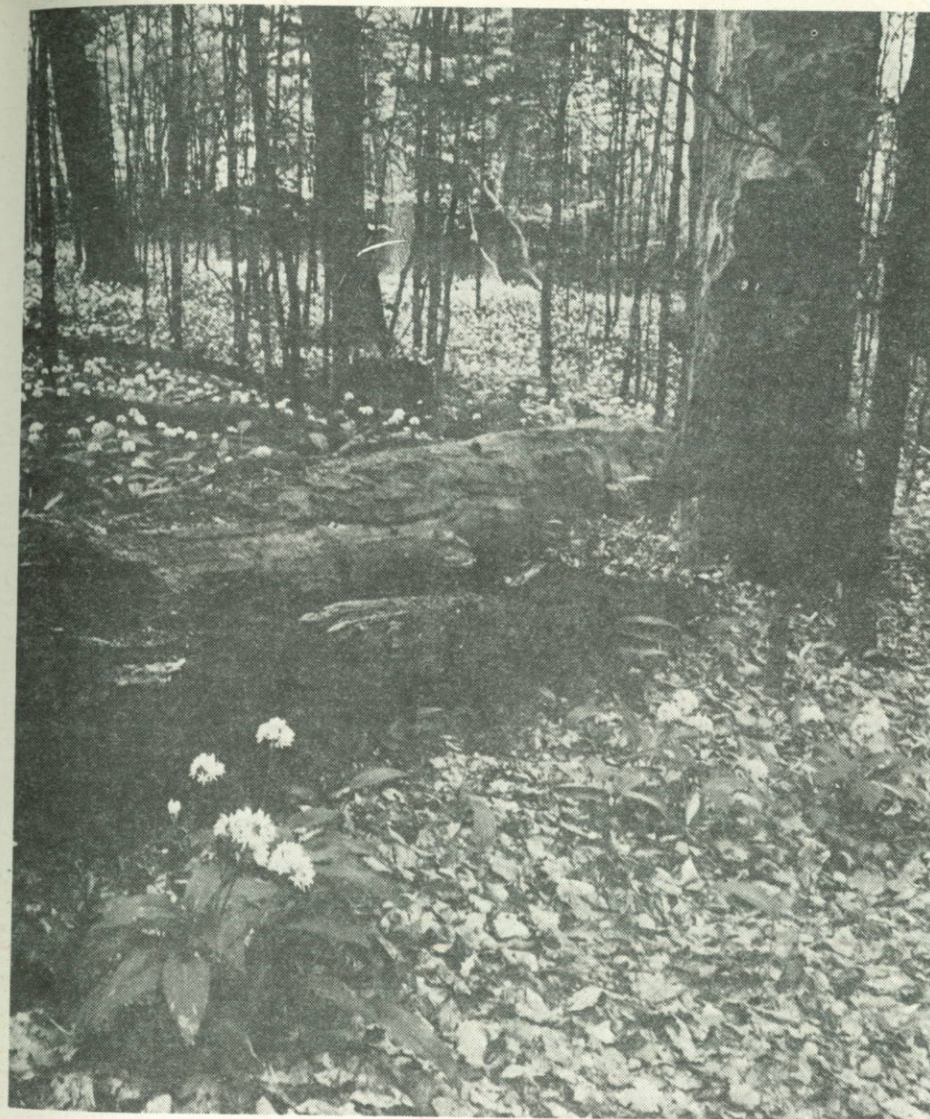
Právě specifické vlastnosti živých systémů je soudobá kybernetika schopna postihnout stále jen v míře do té míry omezené, až se vnucuje podezření z nové recidivy starého mechanismu. Toto podezření vůči některým sebevědomě prezentovaným výsledkům (schémata z obdélníků a šipek, vysvětlující dávno známé jevy) je vskutku namístě. Slabinou dosavadních kybernetických modelů živých systémů zůstává stále neschopnost vyjádřit možnosti autoreprodukce a autokorekce živých systémů a otevřenost jejich evoluce.

S uvedenými výhradami můžeme shrnout nesporný elementární přínos kybernetiky

k pochopení principů stabilizace živých systémů takto:

Hlavním stabilizačním principem, společným živým i neživým systémům, je negativní zpětná vazba. Regulační subsystém každého živého systému je tvořen spleť zpětných vazeb (s převahou negativních) mezi prvky systému. Jako dokonalá „pojistná klapka“ proti narušení dynamické rovnováhy systému by fungoval prvek schopný zvětšovat své tlumivé působení na výstup ze systému (nebo na další prvek zpětné vazby) úměrně tomu, jak narůstá síla působení vnějšího podnětu. Rozpětí vnějšího podnětu, které může systém tímto způsobem absorbovat, má své specifické limity a je v podstatě zakódováno geneticky. Tím je vymezena i potenciální oblast tzv. ekologické stability určitých tříd živých systémů vůči specifickým vnějším podnětům: ekologicky stabilní systém (tj. systém s živým subsystémem, v němž se stabilizace realizuje spontánní činností organismů) musí mít pro každý podnět působící z vnějšího prostředí nejméně jednu negativní zpětnou vazbu. Se znalostí kapacity této negativní zpětné vazby utlumit specifický podnět můžeme pro předvídání stability systému (vůči tomuto specifickému podnětu a za předpokladu jeho izolovaného, resp. dominantního působení) předpokládat v rozpětí „ $\pm$ kapacita regulačního subsystému“ postupné odeznívání rušivého podnětu (resp. opakovaných podnětů).

Při výrazném překročení kapacity regulačního subsystému (mimořádně intenzivním podnětem nebo i dlouhotrvajícím mírným překračováním této kapacity) nelze ovšem udržení ekologické stability předpokládat.



Státní přírodní rezervace Velký Špičák u Třeště (okres Jihlava)
Ekosystém bohaté jedlové bučiny s javorem zdánlivě ve vyrovnaném stavu, ale poslední zbytky jedle odumírají.

VLASTNĚ NECHÁPEME DO SKUTEČNÝCH PODROBNOSTÍ ANI TO, JAK SE ČLOVĚKU DAŘÍ ŘÍDIT A KONTROLOVAT STABILITU VLASTNÍHO VNITŘNÍHO PROSTŘEDÍ VČETNĚ TĚLESNÉ TEPLoty.

JEDNO JE JISTÉ: NIKDO Z NÁS NEMŮŽE NAŘÍDIT SYSTÉMŮM NAŠEHO TĚLA, ABY PROVEDLY POTŘEBNÉ OPRAVY – KROMĚ VELMI OMEZENÉHO POČTU DOST VŠEDNÍCH TRIKŮ UMOŽNĚNÝCH METODAMI ZPĚTNÉ VAZBY. KDYŽ NĚCO V MÝCH JÁTRECH A LEDVINÁCH SELŽE, NEMÁM V MOZKOVÉ KŮŘE ŽÁDNOU RADU, KTEROU BYCH MOHL POUŽÍT. SPOLÉHÁM NA TO, ŽE SE SYSTÉM UPRAVÍ SÁM, COŽ OBVYKLE UDĚLÁ, ANIŽ BYCH NĚJAK POMÁHAL KROMĚ TOHO, ŽE DRŽÍM PALCE, ABY SE TO Povedlo.

LEWIS THOMAS

POJEM STRUKTURY JE VE ZKRATCE SLOŽEN ZE TŘÍ KLÍČOVÝCH IDEJÍ: Z IDEJE CELISTVOSTI, Z IDEJE TRANSFORMACE A Z IDEJE SAMOREGULACE

JEAN PIAGET

3/ OD EKOSYSTÉMU KE KRAJINĚ (POZNATKY EKOLOGIE A GEOGRAFIE)

Ekosystém se stal pro ekologii základním konceptním přístupem. Výraz ekosystém se však někdy užívá s malou odborností až na samu hranici znehodnocení jeho náplně. Vzhledem k rostoucí frekvenci ekologických pojmů vede užívání výrazu „ekosystém“ pro různé obsahy ke ztíženímu dorozumění. To platí bohužel i o příbuzných výrazech jako biocenóza a geosystém.

Tyto potíže jsou do značné míry průvodním jevem oprávněné snahy o vzájemné obohacování ekologie, geografie i dalších disciplín těmi poznatky o struktuře a fungování přírodních systémů, jež byly získány jinými obory a interpretovány dříve, bez

možností využívat ucelené teorie systémů. Ve třicátých letech nebyly ještě známy jednotné zákonitosti živých a neživých přírodních systémů. Platnost obecných kybernetických zákonů byla odhalena a pro biologii dokázána až koncem čtyřicátých let (Bertalanffy 1949). Teprve uprostřed našeho století byly vyvinuty koncepce a experimentální techniky systémového zkoumání i samočinné počítače schopné konstruovat složité kvantifikované modely ze spousty experimentálních dat. Tento vývoj mj. významně přispěl k rozšiřování původní náplně pojmu ekosystém.

3.1. EKOSYSTÉM – GEOBIOCENÓZA: ZAKLADATELSKÉ DEFINICE

A ROZDÍLY SOUČASNÉHO POJETÍ

Zakladatelské definice představují první pokus o taxativní vymezení určitého oboru jevů. Avšak teprve když jsou tyto definice aplikovány ve spojení s určitými koncepcemi na konkrétní objekty zkoumání, začíná obvykle diferenciací pojetí obsahové náplně pojmu vymezeného definicí.

Autor termínu „ekosystém“, britský botanik A. G. Tansley, definoval tento pojem (1935) jako „soubor organismů a faktorů jejich prostředí v jednotě jakékoli hierarchické úrovně“. Přes obecnost vyslovené definice nemohl však překročit dobové představy a své ekosystémy ztotožňoval do značné míry s fytoecologicko-ekologickými jednotkami.

Biogeocenóza byla definována ruským lesníkem V. N. Sukačevem (1944) jako „část povrchu zemského, na němž biocenóza (fyto + zoo + mikrocenóza) a jí odpovídající části atmosféry, litosféry a pedosféry i jejich vzájemné vztahy zůstávají stejnorodé, takže tvoří jednotný, vnitřně podmíněný komplex“. Ačkoliv autor termínu výslovně (byť málo přesvědčivě – Sukačev 1960) popíral vhodnost označení „systém“ právě pro svoje pojetí, podstatu biogeocenózy definoval obdobně, jako je tomu u Tansleyho ekosystému. Řada autorů oba pojmy ještě dlouho ztotožňovala (např. Troll 1965, Zlatník & Raušer 1966, Stugren 1972, Ellenberg 1973). I když se tento názor opíral o zakladatelské definice, dnes už nemůže obstát. Přehlíží totiž skutečnost, že se pojetí ekosystému v průběhu čtyř

desetiletí dále rozvíjelo a obohacovalo, takže dnes rozhodně nelze ekosystémy a biogeocenózy považovat v celém rozsahu za identické pojmy.

Ekosystém dnes chápou různě nejen různí autoři, ale – což je horší – někdy dokonce též autor v jediné práci: buď jako reálný, samostatně existující výsek z vyšších biofyzikálních celků nejednotnějších dimenzí a kvalit (např. oceán, rybník či akvárium, prales nebo velkoměsto se svým funkčním zázemím, celá biosféra či vesmírná loď s posádkou), nebo jako účelově vymezený komplex biotických a abiotických prvků, o nichž se pouze předpokládá, že jsou spjaty vzájemnými vazbami. Podle některých pojetí tedy ekosystémy nemusí mít určité prostorové hranice a jejich rozsah určují jen metody a účel zkoumání. Podle jiných pojetí jsou hranice ekosystému objektivně určovány dosahem toku energie a koloběhem prvků. Pojem ekosystém proto může mít nevýhodu jednorázového vymezování a prostorově neurčitých hranic, zato má všechny výhody pojmu mezioborové povahy s programově formulovanou vazbou k teorii systémů a matematického modelování. U některých pojetí ekosystému je však řada důvodů přijmout opatrné stanovisko formulované již Tansleym, že se nezobrazují reálné ekosystémy, ale pouze jejich modely odvozené abstrakcí.

Naproti tomu biogeocenóza je v pojetí svých teoretiků v každém případě zcela konkrétním objektem

s jednoznačnou územní vazbou, nikoli pouze „systémem, který zavádíme na realitu“, tedy nikoli pouhým výtvozem našeho poznání. Zde však platí z hlediska teorie systémů stejná výhrada, že i biogeocenóza je vždy jen modelovým pojmem, který nezahrnuje celou objektivní realitu (např. v subsystému „biocenóza“ se zkoumají jen cévnaté rostliny, jen některé druhy živočichů apod.). Jestliže výraz ekosystém lze chápat jako označení pro jakýkoli ekologický systém, pak také slovo biogeocenóza by nemělo vyjadřovat nic více, ale také nic méně, než dovoluje jeho etymologie – totiž „biocenóza + její prostředí (ekotop) na určitém výseku zemské souše o geograficky relevantní velikosti“. Biogeocenózy jsou tedy **prostorově vymezené suchozemské ekosystémy**, tvořící (společně s hydrobiocenózami) základní stavební kámen geografické krajiny jako jednoho z geosystémů. Např. Sočava (1975) označuje jistě právem biogeocenózy za elementární součást geosystémů (i když je výslovně neidentifikoval jako určitou třídu ekosystémů).

Pro málo vhodné rozdělení ústředního pojmu „biocenóza“ obměnil český botanik a průkopník originálního biocenologického pojetí ekosystémů A. Zlatník (1975) původní Sukačevův termín na „geobiocenóza“. Bez ohledu na tuto přesmyčku zůstává geobiocenóza v jedné úrovni s ostatními synekologickými pojmy a analýza reálné geobiocenózy probíhá s využitím kategorií a postupů vlastních synekologii. Centrálním (sub)systémem geobiocenózy je biocenóza (Möbius 1873) jako synekologický útvar vznikající a udržující se vzájemnou adaptací organismů. Také toto zpřesňující omezení nelze uplatnit na celou škálu soudobých koncepcí ekosystému.

Výhodou termínu „geobiocenóza“ je relativní jednoznačnost kritérií vymezení pojmu. Reálná geobiocenóza může obsahovat řadu ekosystémů

(v závislosti na zvoleném účelu modelování), sama tvoří jeden z možných ekosystémů a kromě toho může být částí dalších výše integrovaných ekosystémů. Analýza geobiocenóz mívá sice ve srovnání se špičkovou úrovní ekosystémového přístupu více rysů popisnosti, obvyklých v tradiční přírodovědě i geografii, může však zahrnout analýzu svých vlastních (sub)systémů – ekosystémů, model geobiocenózy může být totožný s modelem některého z ekosystémů a může také vést k analýze širšího (super)systému s vlastnostmi ekosystému (např. k analýze určité třídy geosystémů).

Pokud se za součást definice ekosystému považuje přítomnost producentů, konzumentů a rozkladačů, tok energie a koloběh hmoty, pak rozdíl mezi geobiocenózou a ekosystémem je v posunech akcentů při zkoumání – geobiocenóza s důrazem na popis struktur, ekosystém s důrazem na popis toků, přenosů a funkcí.

Srovnání náplně pojmů ekosystém a geobiocenóza však vede k jednoznačnému závěru, že geobiocenózy jsou specifickými, jednotně definovanými případy suchozemských ekosystémů s jednoznačnou územní vazbou, na něž lze uplatnit veškeré metodické přednosti systémového zkoumání. Ekosystém v dnešním rozšířeném chápání je časoprostorovou jednotkou, která integruje společenstvo organismů s jeho prostředím. Z hlediska obecné teorie systémů je to jedna z „nenáhodných akumulací hmoty a energie v prostoru, organizovaných interakcí svých subsystémů a prvků“, v níž je subsystém živého považován za centrální, ale v jednotě se subsystémem svého prostředí. Je to v každém případě více než populace, více než vegetace nebo než společenstvo organismů (biocenóza). To vše jsou vzhledem k ekosystému pomocné abstraktní kategorie, které spojují prostorově oddělené části bez přímých funkčních vztahů.

3.2. EKOTOP – GEOSYSTÉM – KRAJINA: NAŠE ÚČELOVÉ POJETÍ

Z hlediska obecné teorie systémů je plně oprávněné zkoumat jako centrální prvek systému kterýkoli z jeho prvků. Odtud je již jen krůček k autoritativně vyslovenému soudu, že „středem ekosystému může být kterýkoli prvek krajiny“ a „ekologický přístup je obecná vědecká metoda, která není výlučným majetkem jedné vědy nebo skupiny věd (např. biologických)“ (Demek 1974).

V takovém pojetí lze výraz „ekologický přístup“ nahradit bez nejmenší škody na obsahu sdělení spojením „systémový přístup“ a za „ekosystém“ dosadit prostě „systém“. Při takto postulovaném rozšíření ekologie na anorganické systémy však nevádí ani tak **rozšíření** pojmu ekosystém směrem, který jeho autoři nepředpokládali, jako spíše **zužování** na okruh fyzikálních jevů. Ekosystém však předpoklá-

dá biologickou formu vztahů, jak vyplývá z platného vymezení předmětu ekologie – zkoumání vztahů organismů k jejich prostředí. Proto také nelze ekologický přístup zaměňovat s obecnou vědeckou metodou; vždy je nutno respektovat ono zakladatelské Haeckelovo „vztah mezi organismy a prostředím“.

Pro jakýkoli systém je jeho prostředím ta část okolního světa, která může měnit stav systému (popř. změnu tohoto stavu znemožňuje). Termín „ekosystém“ je svou etymologií označením pro ekologický systém tvořený biologickým (sub)systémem a (sub)systémem jeho fyzikálního prostředí. Je-li ekosystémem jednota přírody živé a neživé na jakékoli úrovni, pak se může za ekosystém považovat jakýkoli systém obsahující živou složku, která je posuzována jako centrální, a to v časoprostorové jednotce jakékoli velikosti. Někdy se dokonce používá výraz „globální ekosystém“ pro ekologicky nazíranou biosféru. Avšak i když připustíme, že fyzické rozměry systému nehrají při vymezení ekosystému žádnou roli, přece s přibývajícím velikostí biocentricky nazíraného systému roste váha geofyzikálních (např. klimatologických) a fyzicko-geografických aspektů, takže se stává vhodnějším termínem „geosystém“.

Široce chápaný „ekosystém – ekologický systém“ tedy zřejmě může být zvláštním případem „geosystémů – geografických systémů“. Jedno z pojetí geosystémů rozpracoval přední sovětský geograf V. B. Sočava (1963), který označuje jako geosystém relativně homogenní výsek povrchu zemského, jehož zkoumání má zahrnout vedle přírodních (fyzikálních, chemických, biologických) zákonitostí v účelném rozsahu také sociální, ekonomické a technické faktory. Jak zde nevzpomenout na více než 120 let starou, dodnes inspirující, avšak dodnes neoperativní Humboldtovu definici krajiny jako „Totalcharakter einer Erdgegend“?

Naproti tomu jiný z čelných představitelů sovětské geografie A. D. Armand (1975) kritizuje původní Sočavovo pojetí, podle kterého jsou geosystémy prostě synonymem teritoriálního komplexu; připomíná, že mezi přírodními komplexy neexistují žádné hranice, přes něž by neprobíhala žádná výměna látek a energií, zdůrazňuje otevřenost geosystémů a jejich funkční charakter a neohraničuje je podle geografických, ale podle systémově analytických kritérií. Přitom obě tyto geografické koncepce považují geosystémy za zvláštní třídu otevřených, hierarchicky organizovaných, dy-

namických systémů ve smyslu Bertalanffyho, které však jsou – na rozdíl od biocentricky pojatých ekosystémů – zkoumány polycentricky. Za geosystém proto můžeme označovat (Richter 1984) „jakoukoliv prostorovou jednotku, jejíž složky, vazby mezi nimi a oběhy látek, energie a informace jsou definovány tak, že je možno tuto jednotku prognózovat a řídit“. Široce chápaný „ekosystém – ekologický systém“ tedy zřejmě může být zvláštním případem „geosystémů – geografických systémů“; a obráceně – biocentricky zkoumaný geosystém je zvláštním případem ve škále ekosystémů různé velikosti a geobiocenózy jsou jeho skladebnými prvky. Ekosystémy pak mohou tvořit určitou skupinu v zatím neurčitě vymezené škále geosystémů; v jistých případech mohou být ekosystémy i geosystémy jako objekty zkoumání shodné, budou se však zkoumat odlišnými postupy. Přitom analýza geosystémů nemusí vést ke geografickému zobrazení v dosud obvyklém smyslu, může však přispět k lepšímu pochopení složitých vzájemných souvislostí vymykajících se přímé fyzikální kauzalitě (což je jedním z charakteristických rysů ekologického přístupu).

■ Klíčové poznatky ekologie se opírají o empirická šetření na lokalitě. Pro přenos získaných poznatků na jiné lokality a zejména na souvislá území však nezbyvá než kombinovat ekologický přístup s geografickým. S rozvojem poznání se tak na kontaktu zájmových sfér ekologie a geografie stala historickou nezbytností krajinná ekologie (Landschaftsökologie – Troll 1939), resp. geoekologie (Geoeology – účelově pro anglofonní oblast – Troll 1971), kterou její zakladatel výslovně ztotožňoval se Sukačevovou geobiocenologií (1944).

Z geografického hlediska platí třídění geosystémů podle velikosti na topické (lokální), chorické (krajinné včetně regionálních) a globální (planetární). Vstupní ekologické poznatky vycházejí z topické dimenze (topos = řecky místo). Vlastním polem geografie je celá Země (planetární dimenze), kontinenty a fyzicko-geografické jednotky velkých rozměrů, tj. chorická (makrochorická a mikrochorická) dimenze (choros = řecky původně prostor, na němž se tančí, až později sbory v antickém dramatickém umění).

Krajinná ekologie vznikla z ekologické interpretace leteckých snímků ze všech zeměpisných šířek pro praktické účely. Její zakladatel – čelný německý biogeograf Carl Troll – zpočátku výslovně zdůrazňoval, že neaspíruje na nový vědecký obor, ale na uplatňování určitého zorného úhlu zkoumání přírodních jevů, na „synoptické pozorování krajinné přírody zdola“. Tak se koncem čtyřicátých let

uskutečnila změna jednoho z paradigmat obou příbuzných věd přechodem od geografie vegetace k ekologickému zkoumání krajiny. Zdá se, že příčina této změny tkví v prvním využití leteckých snímků v lesnictví a půdoznalství, které umožnilo jednak novou kvalitu informace o krajině (převrat srovnatelný např. s využitím mikroskopu v biologii), jednak plošné zkoumání ekologicky jednotných areálů půd a vegetace současně se zkoumáním specifických jejích částí na velkých územích. Toto zkoumání má vycházet od nejmenších ekologicky homogenních prostorů (ekotopů) a postupně dosahovat až k velkým fyzickogeografickým jednotkám, jako jsou vegetační stupně, biomy nebo krajinné typy. Takto pojatou krajinnou ekologii definoval Troll (1939) jako „studium komplexní struktury vztahů mezi společenstvy organismů (biocenózami) a podmínkami jejich prostředí v určitém výseku krajiny“; chápal ekologii jako výzkum vztahu života k prostředí, tedy v biologickém smyslu.

■ Od té doby se zakladatelské pojetí krajinné ekologie vyvíjelo a byly popsány desetitisíce tiskových stran úvahami, polemikami a pokusy o definici ústředního pojmu krajinné ekologie – krajiny. V člověkem využívané krajině (např. zemědělské, sídelní) má krajinná ekologie odkrývat a interpretovat možnosti, které příroda nabízí tomuto využívání, a limity, kterými toto využívání omezuje. Jedním z limitů a možností využívání přírody je ekologická stabilita krajiny. I v krajině využívané člověkem se ekologická stabilizace uskutečňuje spontánními přírodními mechanismy bez ohledu na to, zda tyto mechanismy fungují bez lidského vědomí, nebo zda jich záměrně využíváme v duchu „biologické automatizace“. Tyto spontánní mechanismy lze zkoumat

– jako výsledek interakce jednotlivých krajinných „sfér“ – atmosféry, litosféry, pedosféry, hydrosféry, biosféry (vegetace, půdních organismů a veškerého živočišstva), případně antroposféry – tedy **polycentricky**, geosystémovým přístupem (Richter 1968; světové uznávaná škola bývalé NDR, představovaná Ústavem geoeologie v Lipsku; „geografická“ geoeologie – Leser 1976),

– jako interakci jednotlivých ekosystémů v prostoru – tedy **biocentricky**, ekosystémovým přístupem (jako geosystém složený z geobiocenóz v pojetí Sočavy 1968, jako krajinu Formana 1982 a dalších).

Rozdíly mezi ekosystémovým a geosystémovým přístupem jsou oprávněnou dělbou práce při studiu téhož složitého objektu – krajiny. Protože druhou, „geobiocenologickou“ koncepci považujeme pro zkoumání ekologické stability za účelnější, necháváme další alternativní koncepcie krajiny a krajinné ekologie vědomě stranou. Musíme však připomenout, že existují celé učebnice nové vědy, které prakticky pomíjejí Trollovy neurčité zakladatelské for-

mule (např. Leser 1976, 1978), a jiné, které je podstatně překračují (např. Naveh et Lieberman 1984; průkopnické interní materiály Ústavu krajinné ekologie ČSAV ze sedmdesátých let – „antropoekologie“).

Tento stav věcí vyjadřuje alternativní definice „užšího“, přírodovědně orientovaného pojetí krajinné ekologie, kterou na základě důkladného rozboru současné situace formuloval slovenský pedogeograf L. Mičian (1984): „Krajinná ekologie (geoeologie) je interdisciplinární výzkumná odvětví, které studuje a předpovídá vznik, vývoj, chování a prostorovou organizaci přírodních územních jednotek především topické a chorické dimenze jako celostních útvarů použitím ekosystémového (ekologického) anebo geosystémového (geografického) přístupu.“ (Mičian 1984)

■ V prostorové organizaci přírodních územních jednotek se uplatňují stejné principy ve fungování krajiny přírodní (která ve střední Evropě přísně vzato neexistuje) a až k určitému prahu i ve fungování krajiny přetvářené lidskou činností. Tento práh dosud neumíme přesně definovat, ale pro jeho stanovení má rozhodující význam polární typizace přírodních a umělých ekosystémů Země, dotvořená do zralé podoby v rámci Mezinárodního biologického programu žijícím klasicem geobotaniky H. Ellenbergem (1973). Rozlišil přírodní a přírodě blízké ekosystémy mořské, sladkovodní, mokřadní a suchozemské, které jsou závislé na slunečním záření jako energetickém zdroji. V nich jsou autotrofní organismy (rostliny jako primární producenti) prvotním základem biologické produktivity. Udrží se při koncem sluneční energie a přírodními biotickými a abiotickými zdroji. Jsou regulovány a vyvíjejí se hlavně biofyzikální informací (podle Jantsche 1975 jako tzv. „adaptivní biologické systémy“).

Druhá, explozivně se šířící skupina ekosystémů jsou Ellenbergovy „umělé (urban-industriální) ekosystémy“, jejichž fungování závisí z hlediska energomateriálových toků od příkonu primární energie fosilních paliv nebo atomového jádra. V těchto ekosystémech nahradil primární autotrofní producenty – zelené rostliny – člověk jako primární heterotrofní producent, zatímco všechny ostatní organismy plní pouze sekundární funkce. Existence „urban-industriálních ekosystémů“ na bázi přírodních zdrojů biosféry je stejně nesporná jako to, že jejich regulace se uskutečňuje především duchovní (technologickou, kulturní, vědeckou, politickou) informací, produkovanou lidskou společností (podle Jantsche 1975 „inventivní lidské systémy“). Prostorové vymezení „urban-industriálních ekosystémů“ zůstává zatím neurčité. Problémy s tím spojené mohou být pravděpodobně překonány (vzhledem ke zřejmému funkčnímu propojení obou polárních typů ekosystémů – přírodních i urban-industriálních) až vytvořením vyšší úrovně integrace obou. Dosavadní ekologické koncepce jako předpoklá-

daný klíč k usměrňování vztahů postindustriální společnosti a přírody zatím selhávají, protože roli společenského člověka (regionální lidské populace) nezahrnují způsoby přiměřenými jeho dominantnímu postavení. Pro operativnost ekologických koncepcí v současné člověkem mnohostranně využívané krajině nezbývá proto než prohloubit ekosystémovou teorii tak, aby lépe zahrnovala lidské vlivy. Řešení ekologické stability krajiny se pak stane organickou součástí této nové vyšší integrace biosféry a antroposféry jako jeden z nezbytných předpokladů setrvalého rozvoje společnosti. Některé náměty v tom směru přináší kap. 5.6.

I když vyšší úroveň integrace přírody a společnosti je vědecky a metodologicky úkolem celé další epochy, zastáváme názor, že bude řešen s respektováním ekologicky homogenních ploch jako nejmenší skladebné jednotky biosféry. Pro takovou nejmenší prostorovou jednotku krajiny jako „ekologicky nejvyšší homogenní výsek globální sféry“ (Troll 1950) se vžilo – z řady variantních názvů – označení **ekotop**. Předpokládáme, že ekotopu by odpovídal jediný přírodní ekosystém jako funkční jednotka. Troll se nikdy nezabýval minimální velikostí ekotopu (uznával za samostatný ekotop např. termití stavby v afrických savanách) a často používal alternativně i obecně srozumitelný výraz „stanoviště“ (německy Standort, anglicky site nebo habitat), běžný v zemědělství, lesnictví, půdoznalství i geobotanice pro často vysloveně maloplošné jednotky.

Ekotop – stanoviště je sumárním vyjádřením souboru

- ekologicky určujících vlastností abiotického subsystému (klimatu, geologického podloží, topografie, resp. polohy v terénu, a půdy kterou řadíme zde i v dalším textu k abiotickému subsystému pouze podle přezívající konvence; ve skutečnosti jde o hybridní subsystém, který by byl bez živé složky pouhou horninovou drtí);
- ekologicky určujících vlastností biotického subsystému (ekologickými vlastnostmi rostlinných determinant, flórou a faunou dané oblasti, dostupností pro druhy organismů dané oblasti).

Jednotlivé typy ekosystémů v rámci téhož ekotopu jsou také (často především) funkční

- lidských vlivů (chápaných zde jako vlivy socioekonomického systému lidské společnosti, působící na ekosystémy a ekotopy zvenčí);
- času, který uplynul od změny kteréhokoliv z výše uvedených ekologicky určujících vlastností.

■ Přísně vzato je ekotop (1) ekologicky vyhodnocená lokalita; u ekologů běžně výlučně soustředění na „svoji“

lokalitu vede k tomu, že se k ní často přistupuje jako k „nepopsané tabuli“. Ve středoevropském prostoru však bylo každé území už opakovaně ekologicky zhodnoceno. Ignorovat tato hodnocení (v Československu přinejmenším komplexní průzkum zemědělských půd a stanovištní průzkum lesů) pak znamená nejen plýtvat energií, ale porušovat jedno ze základních pravidel vědecké práce – seznámit se s tím, co bylo v příbuzných oborech vykonáno, a kriticky na to navázat.

Jako ekotop však je zvykem označovat také (2) souvislý areál se souborem lokalit vyhodnocených podle námi zvolených kritérií jako ekologicky homogenní. Předpokládáme, že tím vymezujeme reálný ekosystém – geobiocenózu – bez ohledu na jeho výměru. S ohledem na zvolená kritéria homogenity musíme často připustit existenci ekologických gradientů anebo dynamických procesů probíhajících z ekotopu buď paprskovitě odstředivě (např. aktivní šíření živočichů), nebo napříč (např. jednosměrný pohyb částic po svahu).

Konečně označujeme jako ekotop (3) územně nesusvislý (prostorově přerušovaný) soubor areálů vyhodnocených podle námi zvolených kritérií jako ekologicky nepodstatně odlišný, a tudíž zaujatý jedním typem potenciálního ekosystému (geobiocenózy). Protože každý reálný ekosystém je přísně vzato jedinečný, označoval Zlatník (1976) ve svém vědeckém perfekcionismu tento případ jako „typ ekotopu“. My si dovolueme tuto přísnou logiku porušit a zůstat i v těchto případech u výrazu „ekotop“.

Nemělo by přitom ujít naší pozornosti, že ve všech třech uvedených případech chápání ekotopu je pro vymezení reálného ekosystému (geobiocenózy) nepostradatelné naše vlastní hodnocení. Všechny izolované struktury (ekosystémy nevymějuje) zůstávají účelově vymezenými výseky skutečnosti. Jejich izolace jako systémů je umělá, ale zůstává nutnou součástí našeho poznání.

Také úvaha o rozdílech mezi ekosystémem (geobiocenózou) a ekotopem na jedné straně a mezi krajinou na straně druhé je pro ekologa úvahou o dělicí čáře mezi ekologicky homogenním a heterogenním prostorem, pro fyzického geografa úvahou o dělicí čáře mezi topickou a chorickou úrovní geosystému. Vědomí přítomnosti hodnotícího subjektu nám pak umožní zcela pragmatickou volbu jedné z mnoha definic krajiny z hlediska účelnosti ve vztahu k „našemu“ problému ekologické stability. Takovou výrazně biocentrickou definici nacházíme v učebnici krajinné ekologie R. T. Formana z Harvardské univerzity a M. Godrona z univerzity v Montpellier (1986), i když ve srovnání s nadprodukcí komplikovaně vytříbených definic krajiny z německého i našeho vlastního jazykového okruhu může působit naivně:

„Krajina je území o řádové rozloze čtverečních kilometrů složené z ekosystémů, které se navzájem ovlivňují.“ (Forman et Godron 1983)

Nebo: „Krajina je ekologicky heterogenní území složené ze specifické sestavy ekosystémů, které jsou ve vzájemné interakci („cluster of interacting ecosystems“), které se zde podobným způsobem opakují a navzájem navazují.“ (Forman et Godron 1986)

Vzájemná interakce ekosystémů se stává v tomto pojetí jádrem krajinné ekologie a odlišuje ji od Sukačevovy biogeocenologie. Takové pojetí krajinné ekologie se stává pro zkoumání dynamiky krajiny a ekologické stability krajiny (podle našeho soudu, opřeného o praktické zkušenosti) nejperspektivnější.

Jako krajina může v něm být v tomto pojetí zkoumána libovolná prostorová jednotka, jejíž slož-

ky, vazby mezi nimi, toky látek, energií a informací jsou definovány tak, aby chování této jednotky bylo možné prognózovat a řídit. Tak může být podle různých kritérií ekologické stability zkoumáno v duchu těchto definic např. malé povodí, geomorfologicky jednotný úsek toku, fyzickogeografická jednotka libovolného řádu. Neurčitost použité definice krajiny se stává pro sledovaný účel její velkou předností. Přiznáváme tím, že vymezení krajiny jako chorického geosystému je abstrakcí, kterou nelze uskutečnit bez formulace zvolených účelových kritérií. Tato účelová abstrakce však musí respektovat požadavek teorie systémů, aby krajina vymezená jako systém (ať jako ekosystém, nebo jako geosystém) byla něčím více než prostou sumou svých částí, aby tedy její vymezení umožňovalo kvalitativně novou, vyšší, jinak nedosažitelnou úroveň poznatků.

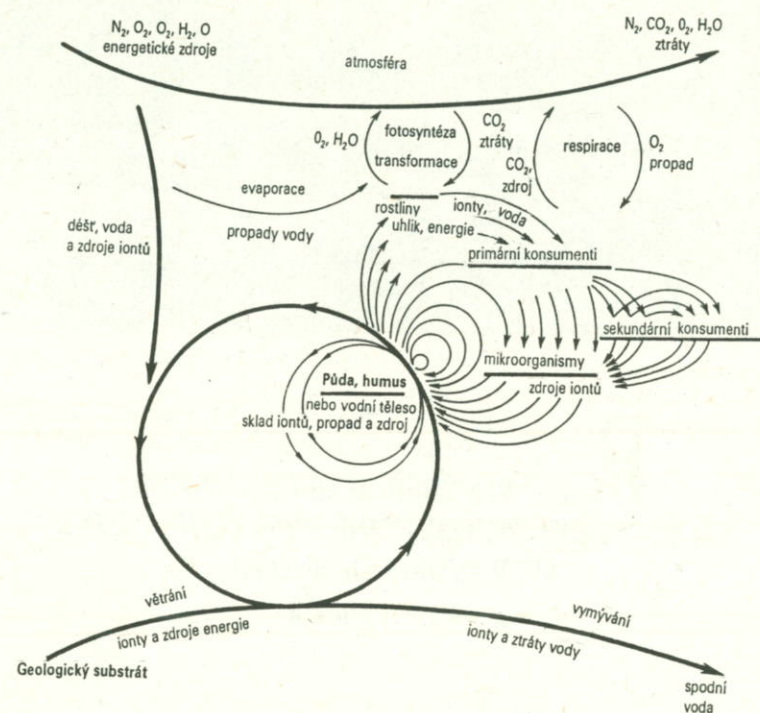


PŘÍRODNÍ VÝBĚR JE MECHANISMUS NA VYTVÁŘENÍ NEOBYČEJNĚ VYSOKÉHO STUPNĚ NEPRAVDĚPODOBNOSTI.

R. A. FISHER

Nejzachovalejší polabský luh u Libice nad Cidlinou (okresy Kolín a Nymburk)
Tento krajinný celek s přirozenými lesy dubu, olše, jasanu a jilmu a se systémem slepých říčních ramen
má pro Polabí, zcela přeměněné lidskou činností, nenahraditelný ekologický význam.

3.3. FUNKČNÍ VYMEZENÍ EKOSYSTÉMU



Obr. 6 Schematické znázornění atmosférických a geochemických cyklů v ekosystému a vztah vstupů a propadů abiotického a biotického subsystému v recyklaci energie, vody a minerálních iontů (Schulze et Zwölfer 1987)

Hlavním cílem zkoumání ekosystémů jsou smysluplné výpovědi o změnách jejich chování, jestliže se změni vstupy zvenčí nebo vnitřní parametry ekosystému. Předpokladem takových výpovědí je poznání mechanismů, které kontrolují dynamiku procesů v ekosystému a které vyúsťují v jejich rovnovážný (quasistacionární) či nerovnovážný stav.

Toto poznání vyžaduje analyzovat procesy uvnitř ekosystému. Abstrakcí vytvářené modely ekosystémů jako „nenáhodných akumulací hmoty, energie a informace organizovaných interakcí živých a neživých subsystémů a prvků v konkrétním prostoru“ jsou pomůckou, bez které nelze uvedených cílů dosahovat.

Jedno z mnoha možných grafických schémat na obr. 6 ukazuje, jak v každém ekosystému (geobiocenóze a hydrobiocenóze) probíhají interakce různých skladebných prvků abiotického subsystému a různých

funkčních skupin organismů v jeho biotickém subsystému. Výsledkem jsou velmi rozmanité procesy, v nichž se různé vstupy (importy) do ekosystému a výstupy (exporty, propady) z něho slévají do jediného energomateriálového toku. Jednosměrný tok sluneční energie pohání všechny fyzikální, chemické a biologické procesy v ekosystému a vyúsťuje v postupnou degradaci zářivé energie v teplo. Energetický tok probíhá jednosměrně od Slunce přes primární producenty k rozkladačům, látky však kolují. Energomateriálové bilance mají vyjádřit, do jaké míry převažuje import nebo export z ekosystému jako „černé schránky“ a do jaké míry jsou materiálové cykly uzavřené.

Reálné ekosystémy jsou z „horní strany“ ohraničeny atmosférou, z níž vstupuje dovnitř sluneční záření a většina vody a některé biogenní prvky (CO_2 , O, N). Ze „spodní strany“ jsou ekosystémy ohraničeny geologickým podkladem, který svým

Charakter hlavních biogeochemických cyklů živé hmoty

Prvek	Hlavní vstup do ekosystému	Hlavní zásobník uvnitř ekosystému	Hlavní výstup z ekosystému
C	jako CO_2 fotosyntézou z atmosféry	biomasa primárních producentů anebo půdní humus	jako CO_2 dýcháním do atmosféry
O	z atmosféry	vzduch	fotosyntézou do atmosféry
H_2O	atmosférické srážky	půda	výparem do atmosféry, odtokem
N	mikrobiální fixace z atmosféry	půda (organický N, NO_3 , NH_3)	denitrifikací do atmosféry jako N_2
K, Ca, Mg aj. minerální živiny	srážky z atmosféry větrání hornin	půda rostliny a půda	sklizeň biomasy odtokem v rozpuštěné podobě

větráním poskytuje ionty chemických sloučenin. Mezi těmito dvěma hranicemi je i uvnitř suchozemských ekosystémů hlavním nositelem všech materiálových toků voda. Zvláště důležitá je s ohledem na geochemické cykly svou účastí na větrání geologického podloží jako vstup do ekosystému, vymýváním látek do spodních vod jako propad z ekosystému a transportem iontů a jiných částic v rámci půdního profilu, v nadzemním prostoru biocenózy i ve veškeré živé hmotě. Do značné míry cyklické materiálové toky jsou rozmanité podle různých látek (nejčastěji bilancovaných jako chemické prvky); některé jsou převážně výsledkem fyzikálních procesů (koloběh vody), jiné hlavně biologických procesů (cyklus uhlíku a minerálních živin je na jedné straně důsledkem fotosyntézy a mikrobiální asimilace dusíku, na druhé straně výsledkem činnosti rozkladačů).

Hlavní příčiny existence biogeochemických cyklů v ekosystémech shrnuje v učebnici ekologie rostlin Slavíková (1986):

„1. Životní procesy živých složek ekosystémů jsou neoddelitelně spojeny s přeměnou látek a energie, které jsou přijímány z prostředí a do něho vydávány.

2. Délka života organismů (nebo rostlin i jejich částí) je omezena, organismy odumírají.

3. Vzniká proto organický odpad v nejširším slova smyslu (rostlinný opad, exkrementy, mrtvol,

autolýzaty aj.), jehož se jako bohatého zdroje energie a žádoucích látek ujímají dekompozitori – rozkladači v detritovém potravním řetězci.

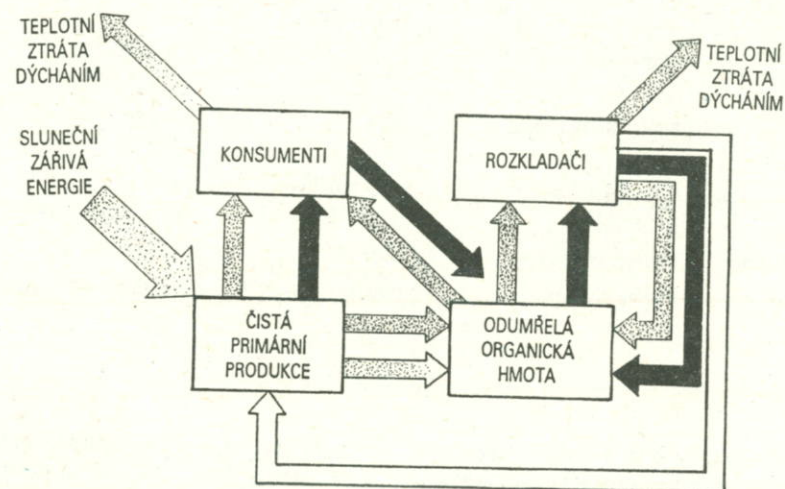
4. Rozkladači jsou schopni postupně rozložit každou přirozenou mrtvou organickou hmotu, upotřebit z ní veškerou využitelnou energii pro své životní procesy. To vede nakonec k její mineralizaci na CO_2 , ionty minerálních živin, H_2O .

5. Primární producenti jsou schopni mineralizované látky (CO_2 , ionty minerálních živin, H_2O) znovu zabudovat do své živé biomasy. Biogeochemický cyklus je tak uzavřen.“

Vstupy vodních srážek z atmosféry se v suchozemských ekosystémech zčásti vypaří z povrchu zpět do atmosféry (evaporace), zčásti prosakují půdním profilem. Z prosakujících je část ztracena jako propad mimo ekosystém do podzemních vod, část je navracena jako výstup z ekosystému do atmosféry (aktivní transpirací rostlin). Převážně neviditelný vodní proud proniká organismy a půdou jako hybridním abioticko-biotickým subsystémem, který působí pro biotický subsystém jako mnohostranný zdroj a propad. Organismy čerpají z tohoto proudu různé roztoky a vylučují do něj různé substance. Biotický subsystém (resp. jednotlivé organismy) má schopnost ukládat hmotu a energii a je propojen s atmosférickými cykly CO_2 , O a N svou fotosyntézou, dýcháním a syntézou bílkovin.

■ Tyto nanejvýš rozmanité toky částic nefungují navzájem nezávisle. Např. s koncentrací vodíkových iontů v půdním roztoku (který určuje kyselost půdy) se bude měnit charakter půdy, dostupnost živin pro rostlinstvo i druhové

bohatství živočišstva. Celý energomateriálový tok, uchování různých substancí v půdě a dokonce akumulace těchto substancí závisí mj. na kyselosti půdy a jsou dále modifikovány dostupností vody a jednotlivých živin.



Obr. 7 Blokové schéma vztahů mezi energetickými toky a recyklací živin ve čtyřech subsystémech:

- čistá primární produkce ekosystému
- odumřelá organická hmota v ekosystému
- systém konzumentů
- systém rozkladačů

Energetické toky jsou vyznačeny šedě. Materiálové toky živin fixovaných v organické hmotě jsou černé, v anorganických vazbách bílé.

Převzato z učebnice ekologie Begon, Harper et Townsend (1987). Komentář v textu.

Základem autoregulační schopnosti ekosystémů jsou (1) adaptabilita jednotlivých organismů, populací a společenstev, (2) vyvážené mezidruhové vztahy ve společenstvu a (3) kruhové propojení producentů, konzumentů a rozkladačů zpětnými vazbami v biologickém látkovém koloběhu. Základní a nejdůležitější pro udržení dynamické rovnováhy v ekosystému jsou biogeochemické cykly tvořené těmito členy: biomasa primárních producentů – opad – postupný rozklad a mineralizace odumřelé biomasy a uvolňování živin – příjem živin primárními producenty. Rychlost těchto vnitřních cyklů je určována jednak rychlostí mikrobiálního rozkladu a mineralizace, jednak rychlostí příjmu živin primárními producenty. Jsou-li

obě tyto položky vzájemně vyrovnané, je to výrazem dynamické rovnováhy. V tom případě se může quasistacionární stav, zjištěný v druhovém uspořádání společenstva a v jeho látkové výměně, s okolním prostředím udržovat po delší, často dlouhou dobu.

Blokové schéma prezentuje idealizovanou představu „uzavřeného“ ekosystému s dokonalou recyklací, ke které se reálné ekosystémy více nebo méně přibližují. Je silně zjednodušeno v rozhodujícím ohledu: všechny živiny uvolněné rozkladem odumřelé biomasy nejsou nutně opět přijaty rostlinami a zčásti unikají z daného ekosystému. Recyklace živin je sotva kdy dokonalá. Kromě toho do ekosystému vstupují určité živiny navíc oproti těm,

které pocházejí z právě rozložené biomasy. Hlavní cesty vstupů do suchozemského ekosystému (geo-

biocenózy) a výstupů z něj shrnuje přehledné tabulka:

VSTUPY	VÝSTUPY
Atmosférické srážky Spad částic z atmosféry Imigrace organismů Přímý příjem z atmosféry Přísun větráním geologického podkladu Aplikace hnojiv a biocidů	Odtok půdou a vodními toky Ztráty částic větrem Emigrace organismů Přímé uvolňování do atmosféry Ztráty vymýváním Sklizeň biomasy

Sladkovodní ekosystémy (hydrobiocenózy) vykazují pochopitelně významné odlišnosti od geobiocenóz. Především vstupy a výstupy se prakticky nikdy nerovnají a hlavním vstupem je přítok z povodí, hlavním výstupem odtok; hydrobiocenózy to tím nabývají co do energomateriálových toků

mnohem „otevřenější“ ráz nežli geobiocenózy. Naopak v bezodtokých jezerech (s odtokem relativně nepatrným v poměru k objemu nadržené vody) a v mořích se živiny mohou akumulovat v trvalých usazeninách, a tím být vyjmuty z recyklace:

VSTUPY	VÝSTUPY
Přítok z povodí Atmosférické srážky Imigrace organismů Přímý příjem z atmosféry Uvolňování z usazenin Znečištění (splachy hnojiv a biocidů)	Odtok Vypařování Emigrace organismů Přímé uvolňování do atmosféry Ztráty trvalou sedimentací Sklizeň biomasy

Energomateriálové toky ekosystémů jsou zpravidla určeny životní formou hlavních zelených rostlin – determinant primární produkce (v přírodních ekosystémech: spontánních druhů; v antropogenních ekosystémech: šlechtěných výpěstků – kultivarů) – a jejich schopností využívat dostupné zdroje. S primárními producenty jsou spojeni konzumenti různých úrovní a cyklus je uzavírán činností rozkladačů; ačkoliv se jedná většinou o mikroorganismy, zaujímají v udržování dynamické rovnováhy energomateriálových toků centrální úlohu.

■ Např. uhlík vstupuje do ekosystému z ovzduší fotosyntézou zelených rostlin jako jednoduchá molekula CO_2 .

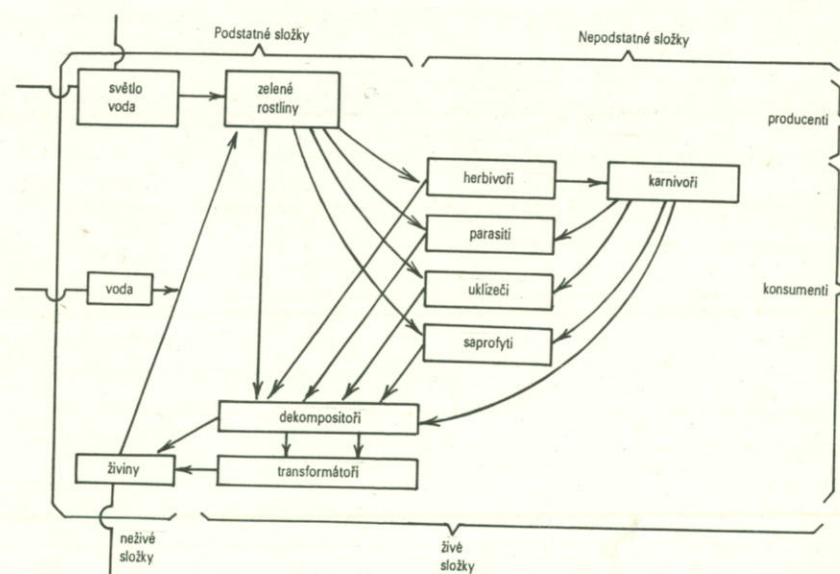
Jakmile je začleněn do primární produkce, je dostupný spotřebě jako součást cukrů, tuků, bílkovin nebo (velmi často) jakou součástí molekul celulózy. Uhlík v ekosystému je postupně konzumován, defekován, asimilován a jen z malé části (neboť efektivnost využití hmoty konzumované heterotrofními organismy nepřesahuje na žádné úrovni trofického řetězce 30 % a často dosahuje jen 1 %) začleněn do sekundární produkce. Když je uhlíkatá molekula s vysokým energetickým potenciálem konečně využita jako energie, uvolňuje se teplo a uhlík uniká (převážně dýcháním heterotrofních organismů – konzumentů a rozkladačů) do atmosféry jako CO_2 .

Uhlík a všechny ostatní živiny (např. dusík, fosfor aj.) jsou dostupné rostlinám jako jednoduché anorganické molekuly buď v atmosféře (CO_2), nebo ve vodním roztoku (nitráty, fosfáty atd.). Každá z těchto živin může být inkor-

porována do složitých organických sloučenin v biomase během fotosyntézy. Konečně se tyto živiny stávají znovu dostupnými buď uvnitř organismů (uhlík vydechovaný jako CO_2), nebo jako výsledek aktivity subsystému rozkladačů (dusík a fosfor uvolňovaný ve formě jednoduchých anorganických sloučenin). Také ostatní chemické živiny – stavební kameny biomasy – prostě mění formu molekuly, jejíž jsou součástí (např. nitrátový N – proteinový N – nitrátový N). Aby mohly být znovu využity, recyklace je zřejmým kritickým bodem. Kdyby rostliny a jejich konzumenti nebyly nakonec rozloženy, zásoba živin by se nakonec vyčerpala a život na Zemi by zanikl. Aktivita heterotrofních or-

ganismů (saprofágů, býložravců – herbivorů, masožravců – karnivorů atd.) je klíčová v recyklaci živin, a tím v udržování produktivity ekosystému; v tomto systému má suverénně prvořadou důležitost subsystém rozkladačů – dekompozitorů (převážně mikroorganismů).

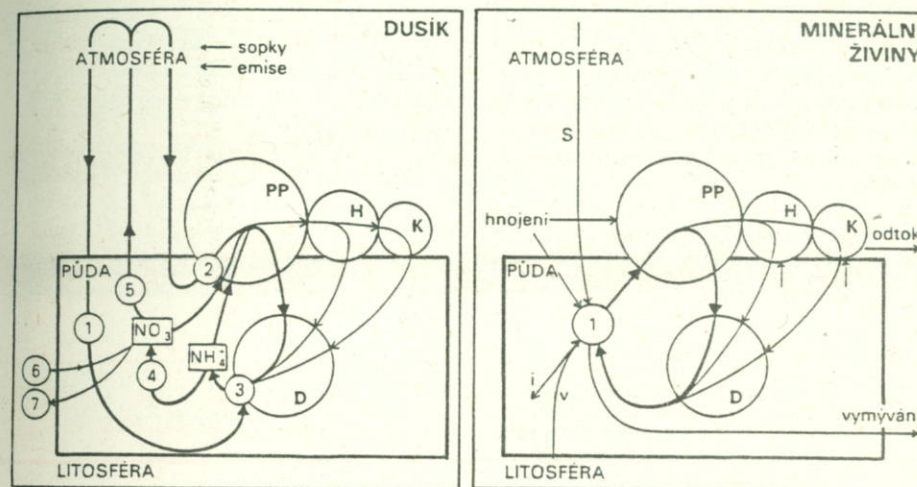
Naproti tomu z podstaty energie plyne, že nemůže být recyklována. Je dostupná živým organismům v podobě slunečního záření, které může být fixováno fotosyntézou. Jakmile je však využita chemická energie, v níž zelené rostliny fixují energii záření, vyzáří bez užtku jako teplo a nemůže být recyklována. Život na Zemi je možný jen díky trvalému příkonu sluneční energie.



Obr. 8 Hlavní stupně a složky soběstačné geobiocenózy s relativně uzavřeným energomateriálovým cyklem (Zlatník 1966)

Reálnou představu o biogeochemických cyklech v ekosystémech poskytují přehledná schémata recyklace dusíku a minerálních živin podle Slavíkové (1986). Kruhy na obr. 9 vyznačují hlavní subsystémy: PP – primární producenti – zelené rostliny; H – herbivoři – býložravci (konzumenti 1. řádu); K – karnivoři – masožravci (konzumenti 2. a dalších řádů); D – dekompozitoři – rozkladači.

Bilance energomateriálových toků v ekosystému umožňuje nacházet odpovědi na řadu prakticky významných otázek, např.: Jaký je poměr recyklovaných živin vůči každoročním vstupům zvenčí? Je recyklované množství živin malé nebo velké ve srovnání se zásobami a ztrátami? Do jaké míry splňuje daný ekosystém představu dynamické rovnováhy materiálových toků?



Obr. 9 Přehledné schéma biogeochemických cyklů dusíku a ostatních minerálních živin v ekosystému (Slavíková 1986)

Označení subsystémů (PP, H, K, D) viz předcházející text

U cyklu dusíku:

- 1 – asimilace vzdušného N_2 půdními mikroorganismy
- 2 – asimilace vzdušného N_2 symbiotickými mikroorganismy
- 3 – mineralizace organického dusíku
- 4 – nitrifikace
- 5 – denitrifikace
- 6 – hnojení dusíkatými hnojivy
- 7 – ztráty NO_3 odtokem z ekosystému

U cyklu ostatních minerálních živin:

- 1 – půdní roztok
- S – přísun se srážkami
- v – přísun zvětráváním matečné horniny a jejich minerálů
- i – imobilizace živin

Jeden z nejsoustavnějších výzkumů takových otázek probíhá po více než 40 let v pokusném objektu Hubbard Brook v oblasti smíšeného jehličnatého lesa, odvodňovaného potoky, ve státě New Hampshire (USA). Pramená oblast se stala předmětem výzkumu energomateriálových toků a faktorů ovlivňujících export živin v tocích. Je sledováno šest malých povodí, síť deštoměrů sleduje vstupy ze srážek (deště, krup, sněhu) a chemické analýzy srážek a potočních vod umožňují bilancovat množství různých živin vstupujících do povodí a vystupujících z něho. Ve většině případů převyšuje výstup živin v toku vstupy ze srážek. Zdrojem přebytků jsou matečná hornina, která větrá, a půdy, které jsou vymývány.

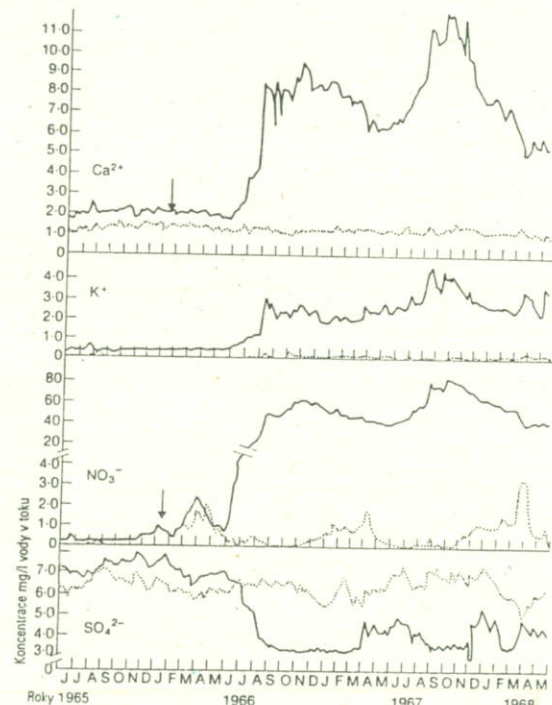
Vstupy a výstupy živin jsou nepatrné ve srovnání s množstvím akumulovaným v biomase i ve srovnání s množstvím recyklovaným v rámci systému. Např. z ne-

tknutého povodí odchází tokem ve víceletém průměru jen 4 kg/ha/rok dusíku, což je jen 0,1 % celkového dusíku poutaného v živé a odumřelé hmotě uvnitř ekosystému. Relativně vysoká úroveň recyklace je pravidlem i u ostatních živin.

Zřejmou výjimkou je síra. Množství síry vystupující každoročně ze systému dosahuje asi 24 kg/ha/rok a daleko převyšuje množství v každoročním rostlinném opadu. Tento nepoměr musí být důsledkem vstupů z ovzduší. Podrobné bilance ukazují, že polovina ročních vstupů síry může být připsána znečištění ovzduší vzdálenými průmyslovými emisemi ze spalování fosilních paliv. Takové znečištění vede ke kyselým deštům (v pokusném povodí klesá pH atmosférických srážek často pod 4,0 podobně jako ve střední Evropě).

Ve velkoplošném pokusu zde byl jednorázově odstraněn veškerý dřevinný porost jednoho z experimentálních povodí o výměře necelých 16 ha; vytěžená hmota byla ponechána na místě a povodí bylo po tři sezóny ošetřováno herbicidy, takže zůsta-

távalo bez bylinného pokryvu. V letech následujících po experimentální devastaci ekosystému přesahovaly výstupy anorganických substancí z tohoto povodí 13krát hodnoty z kontrolního povodí. Příčinou jsou tyto faktory:



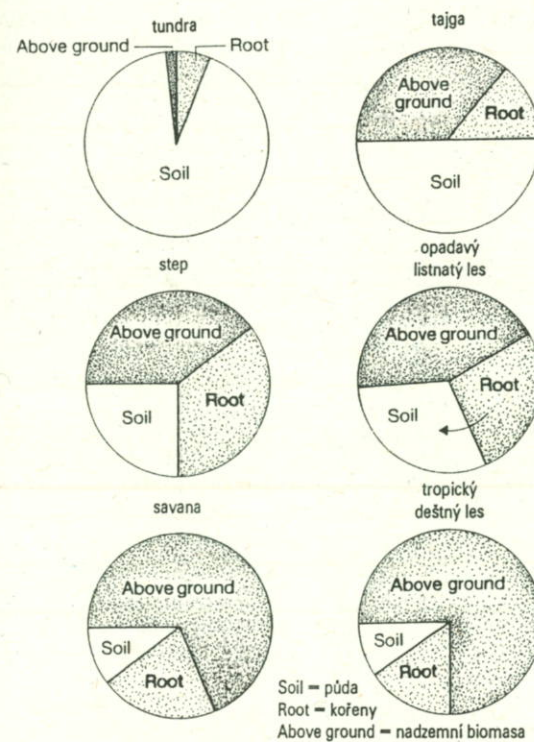
Obr. 10 Koncentrace iontů v potoční vodě z pokusně odlesněného a kontrolního povodí bez zásahů ve výzkumném objektu Hubbard Brook. Termín odlesnění je vyznačen svislou šipkou; svislá osa pro nitráty je přerušena. Borman et Likens (1975). Údaje za kontrolní povodí jsou vyznačeny tečkovaně, za odlesněné povodí plnou čarou.

- 1/ Úplná redukce transpirujících povrchů asimilačních orgánů umožnila podstatný nárůst vody prostupující půdami a podzemními vodami do toků. To vedlo ke zvýšenému vymývání chemických látek a ke zrychlenému větrání geologického podkladu.
- 2/ Odlesnění přerušilo recyklaci živin uvnitř ekosystému tím, že téměř odstranilo vazby mezi rozkladem biomasy a příjmem látek uvolněných lesním porostem. Zejména na jaře, kdy dřeviny začínají svůj růst, jsou anorganické živiny uvolněné aktivitou rozkladačů vymývány do podzemních vod.

Nejvýraznějším důsledkem odlesnění je těžké narušení recyklace dusíku. Výstupy nitrátů z pokusného povodí stouply 60krát! I když také ostatní biologicky důležité ionty byly jako výsledek přerušení recyklačních pochodů vymývány rychleji (draslík – 14násobný vzestup, vápník – 7násobný vzestup, hořčík – 5násobný vzestup), narušení rovnováhy vstupů a výstupů nebylo u těchto prvků zdaleka tak výrazné jako u dusíku. Pouze výstupy síry po odlesnění poklesly, aniž bylo nalezeno uspokojivé vysvětlení tohoto jevu (v obdobných šetřeních z našich Krušných hor nebyla tato anomálie zjištěna).

Ve světě bylo dodnes uskutečněno málo tak soustavných a dlouhodobých výzkumů „ekosysté-

mové ekonomie“ jako citovaný případ v Hubbard Brook. Proto je obtížné se vyslovit o možnostech generalizace. Při srovnávání hlavních typů suchozemských ekosystémů Země (biomů) mohou rozdíly spočívat v různé vazbě živin na tři části biotického subsystému – nadzemní biomasu, biomasu kořenů a půdní humus. Podíl živin vázaných v ekosystémech v živé biomase prokazatelně roste od pólů k rovníkům. Relativní proporce odvozené pro dusík (ale platné obdobně i pro ostatní hlavní biogenní prvky) shrnuje obr. 11.



Obr. 11 Podíly dusíku ve třech složkách organické hmoty (v nadzemní biomase, v kořenech a v půdním humusu) podle základních typů ekosystémů (Swift et al. 1979 ex Begon, Harper et Townsend 1987)

Generální závislost odpovídá v první řadě klimatickým poměrům: klima tropického deštného lesa podmiňuje rychlý rozklad organické hmoty, živiny z odumřelé organické hmoty jsou rychle uvolňovány a mohou být lehce vyplavovány z půdy. Proto je většina živin v ekosystémech tropického podnebí soustředěna v živé biomase. V klimaticky chladné boreální zóně je rozklad organické hmoty

jehličnatých lesů velmi pomalý, a živiny se proto soustřeďují v mrtvé organické hmotě. Z těchto závislostí lze dedukovat i zásadní rozdíly v předpokladech dynamické rovnováhy těchto ekosystémů na úrovni energomateriálových toků. Tímto způsobem lze na základě podrobných šetření kalkulovat i čas, po který jsou živiny uchovávány v ekosystému. Takové zkoumání bylo uskutečněno pro opadavý les mírného pásu v rámci programu Člověk a biosféra (SRN, výzkumný objekt Solingen, kyselá biková bučina):

Propočty času, po který zůstávají dusík a vápník ve čtyřech různých složkách opadavého lesa mírného pásu (Reichle a kol. 1975):

Tabulka ukazuje dobu, po kterou je poután dusík a vápník ve čtyřech složkách lesního ekosystému: v půdě, v porostní biomase, v opadu a v heterotrofních organismech živících se detritem. Bylo vykalkulováno, že dusík v průměru vytrvá v půdě 109 let, v biomase porostu 88 let, v opadu 5 let a v organismech rozkladačů několik málo dní, načež vstupuje převážně znovu do porostní biomasy.

V důsledku těsné recyklace pak zůstávají zásoby dusíku v ekosystému po velmi dlouhou dobu (1815 let), než jsou vyplaveny z půdy a pro ekosystém ztraceny. Také vápník je v ekosystému recyklován a poután po velmi dlouhou dobu (445 let).

Složka	Dusík – počet roků	Vápník – počet roků
Půda	109	32
Biomasa porostu (nadzemní i podzemní)	88	8
Opad	< 5	< 5
Rozkladači	0,02	0,02
Celkem v ekosystému	1815	445

Tyto ukázky z výsledků výzkumu vyjadřují přes svoji nesoustavnost význam takového pohledu na ekosystém, při němž se zkoumá výměna substancí různé chemické povahy co do rychlosti a intenzity. Na tomto základě lze hodnotit v různé míře detailně podrobnosti, jak se v ekosystému udržuje fyzikálně chemická dynamická rovnováha. Tato rovnováha se ustaluje procesy probíhajícími v různých časových intervalech.

■ Velkoprostorové geochemické změny abiotického subsystému probíhají obvykle extrémně pomalu a biotický subsystém s nimi musí držet krok, ačkoli biotické cykly a procesy probíhají podstatně rychleji. Životnost a obměna všech těchto složek jsou nanejvýš rozmanité a můžeme je

pro názornost přirovnat k rotaci různé velikosti ozubených koleček v soukolí hodinového mechanismu. Při bilancích energomateriálových toků se zaměřujeme na výsledný efekt, srovnatelný s otázkou, zda hodinky jdou správně. Jakmile zjistíme, že nikoli, dostáváme se do postavení hodináře, který chce opravit soukolí porouchaných hodin. Účelné časové rozpětí našich zkoumání záleží na tom, na kterou část hodinového soukolí se zaměříme. Podobně i každé specializované šetření v ekosystému má své vlastní potřebné časové rámce. Společné časové rozpětí platné pro všechny aspekty fungování ekosystému neexistuje; obrazně řečeno závisí od „velikosti kolečka“ (např. generační směnu živočichů a jejich parazitů), snadno přehlédneme, že i „velká kola“ se otáčejí a mění podmínky pro to, co sledujeme (např. roste průmyslové znečištění ovzduší); a sledující procesy odpovídající „velkým kolečkům“ v hodinách, můžeme přehlédnout, že chod celého systému může změnit selhání některého z „malých koleček“ (např. ekosystém přetrvává vymizením některé z dlouhověkých budujících dřevin, ale rozpadne se při absenci mikroskopické houby zabezpečující mykorrhizu).

Protože organismy mají schopnost při své látkové výměně přijímat ionty proti energetickým gradientům, existují při ustalování fyzikálně chemické dynamické rovnováhy v ekosystému důležité specifické formy pohybu živé hmoty, které přesahují fyzikální a chemickou kauzalitu abiotického systému. Proto i přirovnání ekosystému k mechanickému soukolí hodinového stroje pokulhává za složitosti biologických procesů, které v ekosystému probíhají.

Počátek poznání toho, jak fungují ekosystémy a jak se ustaluje jejich stabilita, není tvořen souborem empirických dat, ale až testovatelnou hypotézou na nich postavenou. Změnil-li se naše vstupní předpoklady, změnil se často i interpretace těchto údajů. Výběr rozhodujících dat závisí na těchto vstupních předpokladech a na testovatelné hypotéze; jinak hrozí sběr a zpracování dat, která se ukáží pro řešení sledovaného problému bezvýznamná.

3.4. PROSTOROVÉ VYMEZENÍ EKOSYSTÉMU A KRAJINY

Každý konkrétní ekosystém je přísně vzato jedinečný. Pouze abstrakcí a sdružováním konkrétních případů na základě podobnosti vytváříme typy ekosystémů a můžeme ověřovat, zda a do jaké míry bude poznatek získaný na konkrétním případě platit pro určitou množinu podobných případů, označených jako „typ ekosystému“. Prostorové vymezení ekosystému je proto nezbytným předpokla-

dem pro deduktivní přenos jakýchkoli poznatků získaných empirickým ekologickým zkoumáním.

Ve vertikálním směru nečiní vymezení ekosystému potíže. Stačí zopakovat, že „svrchu“ je ekosystém ohraničen atmosférou, „zespodu“ pak litosférou. O to problematičtější je vymezení ekosystému v horizontálním směru.

Obecná teorie systémů zahrnuje poznání, že

reálný svět je nesmírně složité kontinuum. Již Tansley (1935) viděl v samotném vytyčení hranic ekosystému v komplexu fyzikálních systémů první krok abstrakce a tvrdil, že vědecká metoda zahrnuje izolaci systému podle našeho soudu, ať už těmito izoláty jsou sluneční soustava, planeta, klimatický okrese, jedinec organismu, molekula či atom. Izolované zkoumané systémy nejsou jen součástí větších celků, ale také se překrývají, pronikají a navzájem reagují. Rozdílné vstupní předpoklady jednotlivých pracovníků proto vedou někdy ke sporům, zda biosféra je především kontinuální, nebo zda je především mozaikou strukturně diferencovaných celků. Ze systémového přístupu však nepřímo plyne, že nejde ani tak o navzájem se vylučující protiklady, jako o dvě nezbytné strategie jednoho poznávacího procesu. Oba přístupy se navzájem doplňují a oba jsou z obecně metodologických důvodů plně oprávněné.

Územní rozsah ekosystému vyplývá z vlastností biotického subsystému. Principy vymezení ekosystémů jako reálných empirických jednotek vycházejí z vymezení ekotopů formovaných příměrně abiotickými podmínkami prostředí. Ze všech zkušeností se středoevropskou krajinou plyne, že rozmanitost ekotopů uvnitř každé (i člověkem pozměněné) krajiny v mírném klimatu lze redukovat na několik málo základních typů, formovaných co do rozdílu ekologické situace relativní polohou v zákonitě uspořádaném sledu lokalit – ekotopů /v tzv. toposérii, katéně*) apod./:

- a/ vrcholy a horní části svahů (pahorky, hřbety s mělkou půdou v polohách ohrožených erozí, nebo náhorní plošiny s mělkou půdou) – vysychavé polohy s omezenými růstovými podmínkami, s relativně nepříznivými abiotickými podmínkami ekologické stability;
- b/ střední a spodní části svahů a mírně ukloněné svahy nebo plošiny s plně vyvinutými půdami bez vlivu podzemní vody, pouze s vodou spadlou ve formě atmosférických srážek – plošně nejrozsáhlejší, růstově „normální“ polohy s relativně nejpríznivějšími podmínkami ekologické stability;
- c/ svahové báze a málo sklonité tvary reliéfu, pokud jsou ovlivňovány v půdě přídatnou vodou pocházející z přelivu, průtoku, podmoku nebo vodou udržovanou v zrnitostně těžkých půdách

pro jejich omezenou propustnost – většinou růstově nadprůměrné, ale ekologicky zpravidla méně stabilní ekotopy (abiotické podmínky stability velmi rozmanité, oproti b) zhoršené):

- s vodou v půdě horizontálně se pohybující, a tím okysličenou
- s vodou v půdě stagnující, byť v půdním profilu vertikálně kolísající; často s nedostatkem kyslíku;

d/ roviny a negativní tvary reliéfu výrazně ovládané vodou v půdě nebo na povrchu – tomu odpovídají i růstové podmínky; abiotické podmínky ekologické stability rovněž zřetelně ovládané hydrickými poměry a – i v případě vynikajících růstových podmínkách – ve srovnání s polohami b) vesměs zhoršené.

Tyto základní typy diferenciacie ekologických podmínek abiotickým prostředím nacházíme ve všech krajinných typech od nížin přinejmenším po vrchoviny. Avšak v různých krajinách se projevují různě s ohledem na klima, geologický podklad, genezi regionálních forem reliéfu a půdotvorný materiál. Uvnitř konkrétní krajiny se tyto zákonité série ekosystémů odlišují jen v maličkostech, ale při porovnání s jinou krajinou najdeme zřetelné rozdíly. Tyto rozdíly plynou ze snížené podobnosti sérií ekosystémů v regionálním měřítku: jsou-li tyto série ekosystémů značně podobné, patří území ke stejnému typu krajiny; jsou-li rozdílné, vyvstává otázka příslušnosti k různým krajinným typům.

■ Hranice mezi jednotlivými ekotopy mohou být velmi nápadné („ostré“, např. na styku geologických podkladů se zcela rozdílnými zásobami minerálních živin), nebo bývá přechod plynulý. Jestliže se náhle mění ekologické podmínky pro společenstva organismů (např. na úpatí svahu k nivě s kolísající hladinou podzemní vody – přechod mezi ekotopy typu „b-c“), pak jde o nespornou a zřejmou hranici dvou ekotopů. Jsou však i situace, kdy se ekologické podmínky mění plynule, a vymezení hranice ekotopů pak nutně nabývá subjektivních rysů. Např. když hluboké sprašové překryvy spočívající na minerálně chudém podloží postupně vyklíňují až na místo, kde je obnažena mělká rulová drť (přechod mezi ekotopy typu „b-a“), mění se ekologická situace plynule k horšímu s ubývající mocností sprašových překryvů v širokém pásu. Bude pak otázkou účelu delimitace ekotopů, zda v tomto případě vymežíme dva ekotopy, nebo tři – včetně přechodného pásu, bude-li mít prakticky významnou rozlohu a zejména bude-li mít rozdílnou vegetaci nebo rozdílné půdní vlastnosti, posuzované z ekologického hlediska.

*) Katéna – zákonitý sled typů půd a ekosystémů, opakující se v téže krajině ve vazbě na typický reliéf.

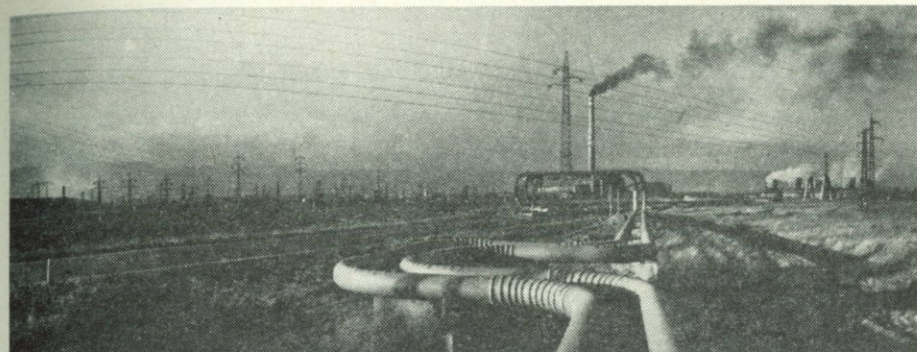
Hranice krajiny jako „ekosystému chorické úrovně“ jsou v „našem“ pojetí krajinné ekologie (rozvedeném v kap. 3.2) vymezovány jako prostorově organizovaná sestava ekotopů a na ně vázaných ekosystémů topické úrovně. Příčiny vzniku této sestavy a specifická jejího fungování vidíme v abiotickém prostředí pozměňovaném biocenotickými mechanismy a lidskou činností. V rámci takové sestavy ekotopů nenavazují dílčí ekosystémy topické úrovně nahodile, ale v určitých pravidelně se opakujících sériích přizpůsobených lokálnímu členění reliéfu. Když odhlédneme od lidského vlivu, pak prostorová návaznost ekotopů odpovídá zásadně ekologickým gradientům (hydrologických poměrů, mezoklimatu, živnosti půd) ve sledu od lokálních elevací terénu k údolím a terénním depresím s výše uvedeným sledem ekotopů typu „a“ až „d“. Tyto gradienty jsou zřetelné ze struktury a druhového složení nejen přírodní, ale i člověkem změněné vegetace.

Krajina je pak vymezena specifickým sortimentem ekotopů, specifickým sortimentem ekosystémů na tyto ekosystémy vázaných a specifickým prostorovým uspořádáním obou. Co odlišuje jednu krajinu od druhé, jsou:

- strukturální vlastnosti; určitý sortiment typů ekosystémů topické úrovně, jejich plošné podíly a prostorová návaznost
- ekologické funkční vlastnosti; procesy výměny hmot, energií a organismů, jimiž jsou ekosystémy v krajině propojeny
- určitá dynamika, kterou se jedna krajina odlišuje od druhé.

Výchozí obecné principy struktury, fungování a dynamiky krajiny tak na vyšší systémové úrovni odrážejí hlavní principy vymezování ekosystémů topické dimenze, totiž:

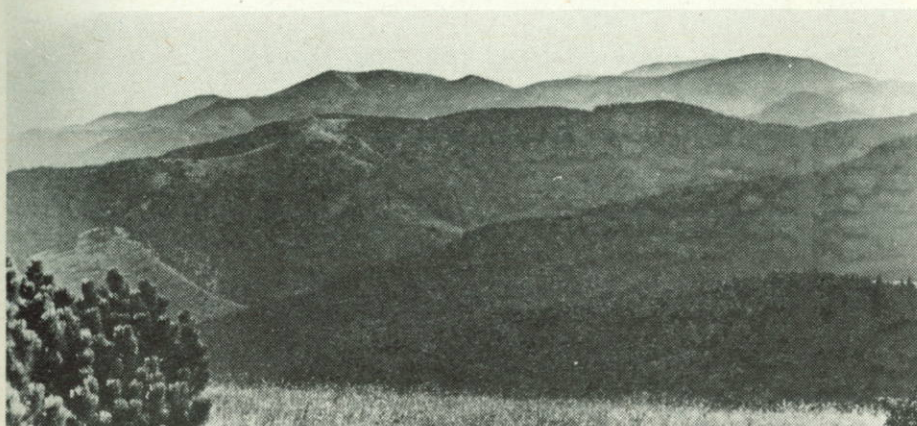
- 1/ princip souvislosti mezi strukturou a funkcí: Krajiny jsou ekologicky heterogenní mozaiky ekotopů a ekosystémů na ně vázaných. Liší se mezi sebou v rozdělení hmoty, energií a organismů mezi ekosystémy topické úrovně jako skladebnými prvky této mozaiky. Proto se i krajiny liší mezi sebou v energomateriálových tocích a informačních tocích nesených organismy jak směrem „dovnitř“ (mezi ekosystémy topické úrovně), tak i „navenek“ (mezi sousedícími krajinami);
- 2/ princip energomateriálových toků: Přesuny energie, biomasy a dalších substancí přes hranice krajinných prvků – ekosystémů topické úrovně – se zvyšují i přes hranice krajín s celkovou různorodostí krajiny. Tyto přesuny (včetně erozních splachů, minerálních živin, různých škodlivin) mezi ekosystémy – krajinnými prvky – a krajinami se dále zvyšují s intenzitou vnějších vlivů (přírodních i antropogenních) na tyto prvky a krajiny;
- 3/ princip dynamiky živého subsystému: Také šíření nebo ústup organismů jsou do značné míry závislé na celkové různorodosti krajiny a na intenzitě vnějších vlivů. Tyto procesy mají výrazné účinky na celý krajinný systém formou zpětných vazeb;
- 4/ princip uplatňování lidského vlivu: Struktura krajiny by bez lidské činnosti byla zřetelnou tendencí k ekologické stejnorodosti typu „jeden ekotop – jeden typ ekosystému“ (vyjádřené nejlépe tzv. potenciální přírodní vegetací). Mírný lidský vliv zvyšuje prostorovou různorodost krajiny, silný lidský vliv ji může značně zvyšovat i snižovat (nivelizovat). Tyto procesy mají vedle cílevědomých stránek lidského záměru také často nepředvídanou stránku „vedlejších“ účinků.



a



b



c

Různé krajinné typy umožňují různé formy a intenzitu využívání člověkem a poskytují mu zcela rozdílná životní prostředí:

- a – Severočeská hnědouhelná pánev u Komořan (okres Most), zcela zbavená přírodních prvků a obětovaná energetickému využití hnědého uhlí, je dnes nehostinným domovem zdravotně ohrožené lidské populace
- b – Českomoravská vysočina ve své parovinné části (okres Žďár n. S.), rozčleněná hlubokými údolními řek, má vyrovnaný poměr přírodních objektů a lidských výtvarů a zasluhuje označení „krajina harmonická“
- c – Horské masívy si svými drsnými přírodními podmínkami většinou uchovávají relativně přírodní charakter; zde Nízké Tatry východně od Čertovic (okresy Banská Bystrica a Liptovský Mikuláš)



Mozaika přirozených lesů různých typů na suťových stráních Oupě v chráněné krajinné oblasti Křivoklátsko (okresy Beroun a Rakovník) je nenahraditelnou genovou základnou pro obnovu odolných lesů. Snímek z roku 1976; všechny zobrazené jedle od té doby odumřely.

3.5 DYNAMIKA DRUHOVÉHO BOHATSTVÍ ORGANISMŮ V ČASE

Čas není pouze jedním z faktorů existence ekosystémů (jako např. teplota nebo voda), ale rozměr zásadně ovlivňující působení **všech** faktorů. Pro biotické systémy nestačí vyjadřovat čas jako fyzikální veličinu. Neméně důležitý bude pro ně biologický čas jako frekvence a tempo změn, kterým byly během svého vývoje vystaveny. V kratších časových měřítcích považujeme základní vlastnosti abiotického prostředí i rostlin a živočichů za neměnné a vývoj označujeme jako (sekundární) **sukcesi**. Ve středních časových rozpětích primární sukcese musíme připustit změny abiotického prostředí aktivní činností biocenóz. Konečně v extrémně dlouhých časových rozpětích (minimálně tisíciletí, spíše však desítky tisíciletí a více) hovoříme o **evoluci** a evidujeme změny celých biologických systémů (druhů, společenstev, ekosystémů) i jejich abiotického prostředí.

■ Evoluce života na Zemi stačila za milióny let vytvořit obrovskou rozmanitost organismů. Podle různých pramenů rozeznává současná přírodověda 1,5 až 1,7 miliónu druhů živočichů (z toho 45 až 47 tisíc druhů obratlovců, zhruba milión druhů hmyzu) a „pouhých“ 250 až 340 tisíc druhů rostlin. Odhaduje se, že dalších 3–8 miliónů druhů organismů čeká na objevení. Flóra i fauna kontinentů i moří je však dosud známa velmi nerovnoměrně, takže věrohodnější závěry lze učinit jen u lépe zpracovaných skupin organismů s menším počtem druhů (především u vyšších rostlin a obratlovců).

Součástí evoluce biosféry bylo vždy i vymírání jednotlivých druhů. Jeho současný globální rozsah však nemá obdoby v žádné geologické epoše, ani v zatím nejkatastrofálnějším období vymírání veleještěřů před mnoha milióny lety. Od poloviny našeho století dochází k pronikavému zrychlení ústupu živočišných a rostlinných druhů i společenstev jako výsledku zvýšené intenzity lidských vlivů. Přírodní prostředí – existenční základna volně žijících organismů – je dnes ničeno nebo degradováno lidskou činností kdekoli na Zemi. Z obrovského, nedokonalé poznání druhového bohatství biosféry je půl miliónu až milión druhů organismů aktuálně ohroženo vyhynutím. Tempo vymírání druhů z celého fondu biosféry odhadují autority na nejméně jeden denně; dodávají však, že je pravděpodobně vyšší. Pokud publicisté označují za katastrofální zrychlení tempo „jeden vymřelý druh za rok“, může to být oprávněné jen ve vztahu k savcům a ptákům, jichž je evidováno na Zemi okolo 13 000 druhů. Počet druhů vyšších rostlin aktuálně ohrožených vyhynutím se odhaduje na 25 000.

Při udržení současného tempa vymírání organismů

ztratí biosféra za pouhých deset let do konce tisíciletí půl miliónu druhů, a budou-li tyto trendy pokračovat, může do konce příštího století snadno vymizet čtvrtina biologického bohatství Země. Opravdu bezprecedentní antropogenní genocida, o jejíchž důsledcích můžeme mít jen matnou představu!

Pro jistotu zopakujeme, že celé hýřivé druhové bohatství biosféry není pouhou sbírkou organismů, existujících a vyvíjejících se bez vzájemné závislosti. Jejich existence a vývoj neprobíhají jinak než v rámci ekosystémů různého řádu. Vymření jediného druhu rostliny znamená podle odhadu zoologů zánik nejméně pěti závislých druhů hmyzu jako konzumentů a vymření mnoha druhů specializovaných parazitů. Celý soubor navzájem závislých organismů se v rámci přirozených ekosystémů udržuje se zdánlivou samozřejmostí do doby, kdy je jeho dynamická rovnováha narušena (buď „zevnitř“ populační explozí některého druhu, nebo – častěji – zásahem zvenčí). Potom by však obnova této dynamické rovnováhy vyžadovala takové objemy lidské práce, jakými nedisponuje ani ta nejbohatší společnost.

Důsledkem vymření určitého druhu organismu je nenávratná ztráta genetické informace zabudované v jeho buňkách, a tím i ztráta možnosti využít tuto genetickou informaci v budoucnu a ztráta všech možných vývojových trajektorií, které by z daného typu organismu mohly v budoucnu vzniknout. Vyhubený druh se už nikdy nemůže vyvinout znovu. Naše ignorance v oblasti hospodářských možností mizejících genetických zdrojů znamená, že nám často chybí základní informace o tom, co ztrácíme. Co je ještě horší – ztráta genetické diverzity je mnohem významnější, než plyne z pouhé četnosti druhů: je-li druh čítající milión jedinců redukován na 10 tisíc (počet stále zabezpečující jeho přežití), může to znamenat ztrátu 99 % jeho ras, populací a jiných genetických jednotek, ztrátu podstatné části jeho genetické diverzity a podstatné zhoršení jeho výhledů na další úspěšnou reprodukci a evoluci.

Význam migrace, udomácnování a vymírání druhů pro fungování ekosystémů je nejlépe vidět z dlouhodobé perspektivy. Z takového odstupu se jeví závěry z jednorázových analýz ekosystémů jako pouhé momentky z dlouhého životopisného filmu a ve srovnání s ním mají pro poznání vývoje obdobnou, tj. velmi malou informační hodnotu. Nejde přitom pouze o to, postihnout sukcesní cykly specifické pro určitý ekotop (jako potenciálně opakovatelné a reverzibilní procesy), ale také – a to především – o to, postihnout imigraci nebo vyhynutí určitých druhů v krajině (jako v podstatě jedinečné a nevratné historické události).



Státní přírodní rezervace Tříjezerní slat (okres Klatovy). Rašeliniště konzervují rostlinný pyl z dávno minulých období, a jsou tak vynikajícím archívem pro zkoumání vývoje krajiny v minulosti.

3.5.1. Vývoj naší přírody po ledových dobách

Stačí pohlédnout na zhruba deset tisíciletí vývoje soudobých ekosystémů po ledové době (v relativně krátkém období čtvrtohor, označovaném jako postglaciál nebo holocén – u nás asi od 8 500 př. n. l.), abychom zaznamenali na kterékoliv lokalitě pronikavé změny ekologických podmínek. Vývoj ekosystémů závisel především (1) na výrazných změnách podnebí jako hlavním spouštěcím mechanismu, (2) na vzdálenosti útočišť (refugií), v nichž organismy mohly přežít kruté podmínky doby ledové, (3) na povaze a vývojovém stavu půd (nejprve se fyzikálním větráním vzniklé mělké a chudé půdy měnily chemických a biologickým větráním na půdy hluboké a bohaté, ty však byly později odvápnovány a ochuzovány vyplavováním živin). Avšak od generalizující teorie nelze vysvětlení všech příčin jedinečných a nevratných událostí očekávat.

Ledové doby v krajině severně od Alp – tedy i na našem území – způsobily vyhynutí většiny vyšších rostlin. Následující oteplení vytvořilo podmínky pro zpětnou migraci jednotlivých druhů z jejich útočišť (refugií), kam byly v ledových dobách vytlačeny, kde přežily a odkud se opět šířily. V důsledku plynulých změn teploty a srážek i v souvislosti s ná-

slednou evolucí půd se měnilo plynule také složení vegetace. Důležité byly především změny hlavních dřevin lesních porostů, které se v tomto geologicky krátkém období vystřídaly ve třech etapách:

– S růstem teplot obsadily nejprve borovice a břízy území dosud pokrytá chladnou stepí. Lesy z **borovic a bříz** určovaly stav krajiny nejméně po dvě tisíciletí (s červnovými teplotami mezi 10 a 14 °C).

– S dalším zlepšováním teplotních poměrů (červnové teploty mezi 17 a 19 °C) a rostoucí vlhkostí byly borovice vytlačeny a nahrazeny **duby** s příměsí jilmů a javorů a v horských polohách **smrkem**. Doba převažujících doubrav trvala zhruba čtyři tisíciletí.

– S obnoveným poklesem červnových teplot asi na 16 °C při současném růstu srážek se ustavily ekologické podmínky favorizující **buky**, které pronikaly do doubrav i horských smrčín. Tento proces trval zhruba další čtyři tisíciletí a v době, kdy začal člověk určovat podobu vegetačního krytu, nebyl dosud ukončen.

V poledové době stoupal celkový počet druhů organismů až do mladší doby kamenné (neolitu) prakticky bez výraznějšího lidského vlivu. Rámcový přehled těchto procesů je shrnut v tabulce, kterou

Přehled vývoje přírody a lidské kultury ve střední Evropě v průběhu poledové doby (holocénu) podle Ložka (1984, cit. Kudrna a kol. 1988).

ABSOLUTNÍ STÁŘÍ	Běžné dělení	Nově navržené dělení	VÝVOJ BIOGENÓZ (Vegetační zóny střední Evropy)	Lidské kultury	OBDOBÍ
1000	SUBATLANTIK	SUBRECENT	VZNIK SOUČASNÉ KULTURNÍ KRAJINY STŘEDOVĚKÉ ODLESNĚNÍ	SLOVANE STĚHOVÁNÍ NÁRODŮ ŘÍM LATĚN HALŠTAT	MLADŠÍ
0		SUBATLANTIK	HLAVNÍ ROZMACH BUKOJEDLOVÝCH LESŮ		
-1000	SUBBOREÁL	SUBBOREÁL	INTENSIVNÍ ODLESNĚNÍ – PASTVA	DOBA BRONZOVA	STŘEDNÍ
-2000		EPIATLANTIK	POSTUPNÉ ŠÍŘENÍ BUKU, JEDLE A POZDĚJI HABRU NA UKOR SMÍŠENÝCH DOUBRAV I SMRČIN VZNIK KULTURNÍ KRAJINY		
-3000	ATLANTIK	ATLANTIK	HLAVNÍ ROZMACH SMÍŠENÝCH DOUBRAV NA HORÁCH SMRČINY	NEOLIT ENEOLIT POČÁTEK PŘETVÁŘENÍ PŘÍRODY ČLOVĚKEM	STARŠÍ
-4000					
-5000					
-6000	BOREÁL	BOREÁL	NÁSTUP SMÍŠENÝCH DOUBRAV ŠÍŘENÍ SMRKU	MEZOLIT	PLEISTOCÉN
-7000					
-8000	PREBOREÁL	PREBOREÁL	SVĚTLÉ TAJGY BOROVIC, BŘÍZY ZALESNĚNÍ	PALEOLIT MAGDALÉNIEN	POZDNÍ GLACIÁL
	MLADÝ DRYAS	MLADÝ DRYAS	ŘÍDKÁ TAJGA CHLADNÁ STEP		
-9000	ALLERÖD	ALLERÖD	ZALESNĚNÍ OJEDINĚLE NÁROČNÉ DŘEVINY		
-10000	STARÝ DRYAS	STARÝ DRYAS	PŘEVládá CHLADNÁ STEP		

zpracoval kvartérní geolog (a pravděpodobně náš poslední žijící přírodovědný polyhistor) V. Ložek.

Z konfrontace vývoje přírodních ekosystémů v holocénu s prehistorií lidské společnosti plyne, že vývoj přírody v nižších, relativně teplých oblastech střední Evropy je zhruba po pět tisíciletí — od „neolitické revoluce“ se vznikem zemědělství v leso-stepních oblastech — překrýván působením člověka. V epoše raného neolitického zemědělství, které se rozvíjelo v oblastech staroholocenních černoze-mí, byla naprostá většina našeho území zalesněna. Bez souvislého krytu dřevin zůstávaly jen ostrůvky alpského bezleší, úzké zaplavované pruhy pobřeží některých vod, strmé skalní stěny, lavinové dráhy a část rašelinišť, tedy plochy ve svém úhrnu zcela bezvýznamné. Probíhající klimatické změny favorizovaly další šíření lesů stinných dřevin, které svým výrazným působením na prostředí vyrovnávají a stírají jemné rozdíly v mozaice ekologických faktorů. Tím, jak lidský vliv bránil šíření lesů do osídlených oblastí, zasloužil se o uchování otevřených nelesních ploch s jejich velkým bohatstvím „stepních“ organismů, které by v řadě krajín během nebrzděné přírodní sukcese zcela vyhynuly.

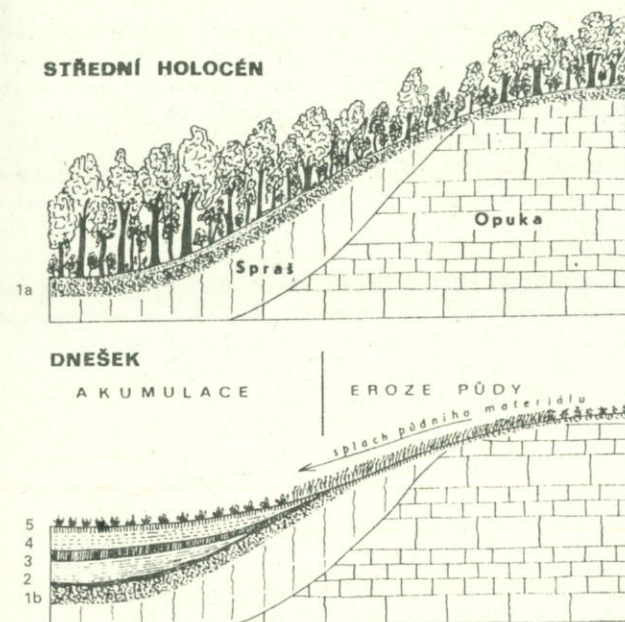
K maximálnímu rozšíření lesů a ustálení současné vegetační stupňovitosti došlo na sklonku středního holocénu na úsvitu doby bronzové (okolo 1 250 př. n. l.). Tehdy však již v teplých oblastech byly téměř po 2 tisíciletí citelné lidské vlivy, takže se zde přírodní, člověkem neovlivněné ekosystémy za současného podnebí nemohly vyvinout. Z přírodních lesů devastovaných pastvou domácího zvířectva začala vznikat náhradní společenstva (např. namísto lesů s převahou buku v dubobukovém vegetačním stupni výmladkové habřiny se zřetelně zvýšenou druhovou diverzitou). Ještě účinnějším faktorem než narušení ekologicky nivelizujícího vlivu přírodních lesů bylo pro druhové bohatství prehistorické krajiny vytváření nových antropogenních ekotopů, přičemž každá nová forma využívání účinkovala na přírodní ekotop jako přídavný ekologický faktor a vedla ke specifickým odchylkám ve složení rostlinstva i živočišstva. Tyto archaické antropogenní ekotopy vznikaly sice především pod vlivem půdní eroze a z hlediska produkčních možností pro zemědělství měly převážně devastující vliv, ale přemístování erozních splachů a přesuny zásob minerálních živin dále stupňovaly přírodní diferenciaci stanovišť. V ochuzovaných polohách vznikaly neúrodné ekotopy se specifickým světem rostlin a ži-

vočíchů, jaký v přírodní souvisle zalesněné krajině existoval nanejvýš ve zlomcích. Na dlouhodobě kultivovaných polích, především však v sídlech a v jejich těsném sousedství docházelo k obohacování půd živinami; na nich vznikaly specifické rumištní (ruderalní) ekosystémy, které se dodnes soustřeďují okolo sídel. A nejméně 160 druhů středoevropské flóry k nám bylo do začátku novověku spíše zavlečeno s polní kulturou z jihu a jihovýchodu, než aby se přirozeně rozšířily. Tyto „polní plevely“ se staly organickou součástí naší krajiny do té míry, že vůbec nejsou považovány jako cizí prvek naší vegetace.

Do sklonku doby bronzové (1 250 až 700 př. n. l.) spadá podstatné zvýšení lidského vlivu a s ním i tvorba naplavených nivních hlín v důsledku erozních splachů. Dnešní podoba nivních ekotopů nepřesahuje tři tisíciletí (většinou je daleko mladší) a dnešní nivy toků jsou vlastně nepřímým a nezamýšleným lidským výtvozem. Do doby bronzové také spadá epochální technická inovace — kovový srp, který byl určujícím faktorem vzniku dvousetných luk se specifickými druhově bohatými společenstvy (např. horská smilková louka nahradivší přirozenou smrčtinu — společenstvo svazu *Nardetalia* na místě společenstva z třídy *Vaccinio — Piceetalia* — má 2,5 až 3násobný počet rostlinných druhů než původní klimaxový les).

Naznačený, převážně obohacující vliv tradičního zemědělství na druhový inventář volně žijících organismů v krajině se projevoval bezpečně až do novověku. Ústup původních živočichů přírodní krajiny (zprvu hlavně potravní konkurenti člověka a jeho hospodářských zvířat — velké šelmy a býložravci) byl převyšován počtem druhů spontánně se šířících na antropogenní bezleší nebo druhů neúmyslně zavlečených.

Vedle primárních stanovištních rozdílů byla hlavní příčinou biologické rozmanitosti předindustriální krajiny maloplošná struktura využívání půdy. Např. ruční kosení neumožňovalo pokosit jednorázově velké souvislé plochy; růst rostlin byl přerušován sečí v různých růstových fázích, a to mělo značný vliv na konkurenční schopnosti druhů, takže se dílčí plochy luk odlišovaly i kvantitativně svým druhovým složením. Kulturní ekosystémy nebyly na rozdíl od dnešního stavu rozšířeny na velkých souvislých a navzájem izolovaných plochách. Samozásobitelské přírodní hospodářství s omezenou směnou výrobků vedlo spíše k tomu, že většina regionálně běžných a stanovištně možných způsobů



Obr. 12 Příklad vývoje ekotopů pod vlivem antropogenní eroze ve středním a mladém holocénu podle Ložka (1977):

- 1a — odvápněná ilimerizovaná hnědozem pod smíšenou doubravou ve středním holocénu
- 1b — zbytek téže půdy s druhotně vytvořeným humózním horizontem, překrytý mladšími splachy
- 2 — starší silnější humózní, méně vápnité splachy
- 3 — druhotná karbonátová černoze
- 4 — mladší slabě humózní a silněji vápnité splachy
- 5 — druhotná iniciální černoze na splacích, přecházející na opukovém substrátu do mělké pararendziny

využívání půdy se uskutečňovala v každé vsi. Prostorová diferenciace ekosystémů byla posilována vzájemnou izolací sídel a regionů, která vedla nejen ke vzniku oblastních specifických nářečí, odívání, ale také regionálně typických forem obhospodařování půdy. Přírodou dané ekologické rozdíly tak nebyly vyrovnávány jako dnes, ale hospodářské využívání se jim dalekosáhle přizpůsobovalo a původně malé rozdíly stanovišť tím byly zesilovány.

Samozřejmě byly (a jsou) celkové změny krajiny v dílčích polohách vždy rozporné. Na sklonku středověku vrcholila devastace lesů neregulovanou pastvou a exploatační těžbou. Protože dřevo bylo jediným topivem, ekologická krize tehdejších lesů jako ohroženého obnovitelného přírodního zdroje si vynutila v 18. století vznik lesního hospodářství jako samostatného hospodářského odvětví. Lesní hospodářství zajistilo obnovu lesa převážně monokulturního rázu, což vedlo k ochuzení druhové diverzity lesních ekosystémů. Když však sledujeme dnešní stav lesů v okolí hradních zřícenin — na sva-

zích, jež byly z obranných důvodů důsledně odlesněny po celou dobu původního fungování středověkých hradů, nacházíme zde většinou lesy daleko přirozenější než na plochách s „řádným“ lesním hospodářstvím. To je jasným důkazem schopnosti tehdejších lesů regenerovat spontánním vývojem.

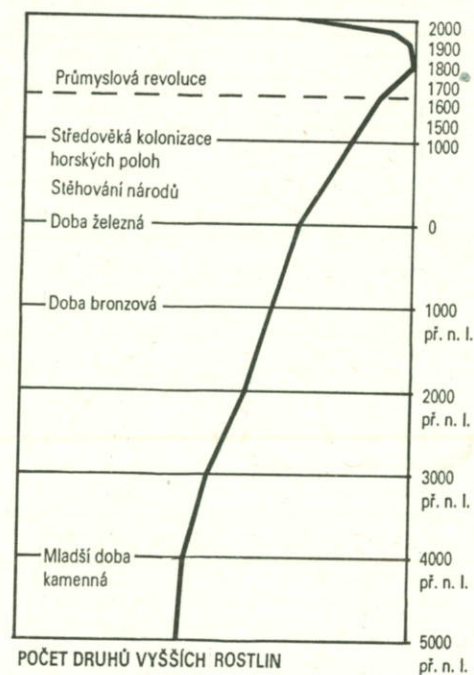
Jakmile byl s novověkou racionalizací oddělen dosavadní konglomerát polí, pastvin a úhorů, jež se střídaly na stejných plochách, dochází k prohloubení diferenciace kulturních ekosystémů. Je to výsledek nové, z hlediska produkce nesporně pozitivní tendence — intenzifikace využívání půdy. Od průmyslové revoluce v 19. století roste intenzita lidských zásahů exponenciálně. Až dosud hospodářské postupy, přizpůsobované stanovištním podmínkám, spíše zesilovaly přírodou dané ekologické rozdíly. Od průmyslové revoluce však nastává protichůdný proces nivelizace prostředí. Rozhodující úlohu sehrál vynález průmyslových hnojiv (Liebig 1840) a jejich uplatnění v široké zemědělské praxi. Tento vynález umožnil přeměnu půd do značné mí-

ry nezávisle na jejich přirozené úrodnosti. Srovnatelný význam pro nivelizaci ekologických podmínek mělo velkoplošné odvodnění a rekultivace zemědělsky neplodných půd (např. rašelinišť). Pro druhové bohatství krajiny však zůstávalo dlouho rozhodující, že nové intenzivní hospodářské formy využívání půdy nenahradily staré beze zbytku, ale existovaly vedle nich.

Hlavní příčinou ochuzování druhového bohatství krajiny, a tím celého jejího biotického subsystému, je nepochybně nivelizace ekotopů a unifikace způsobů hospodářského využívání. Ještě nedávno však docházelo v důsledku lidských zásahů k enormnímu biologicko-ekologickému obohacování

krajiny oproti přírodní krajině, téměř úplně zalesněné a poměrně jednotvárné; to se týká nejen celkového druhového bohatství (přinejmenším vyšších rostlin), ale i vnitřní diverzity společenstev. Všechny současné poznatky vedou k tomu, že maxima ekologické rozmanitosti a na ně vázaného druhového bohatství krajiny bylo ve střední Evropě dosaženo až ve století před začátkem industrializace (diferencované v letech 1700 až 1820, v některých krajínách až 1850).

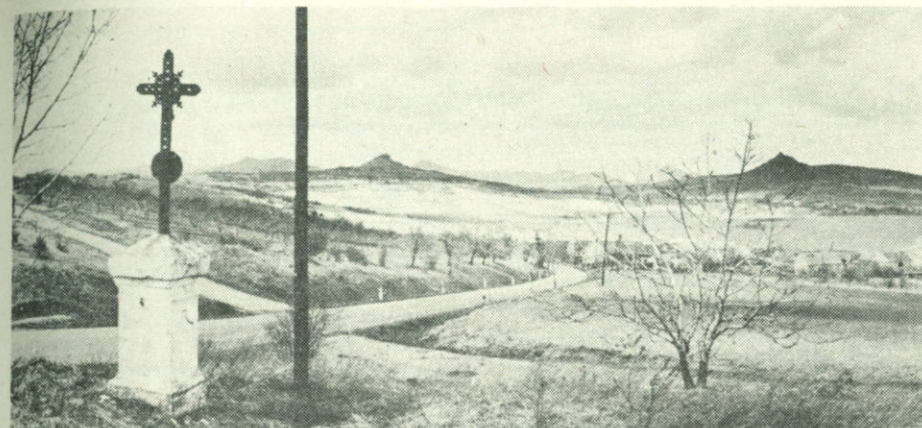
Zásadní shodu názorů odborné veřejnosti na vývoj druhového bohatství vegetace znázornil německý botanik Fukarek (1979) v často přetiskovaném schématu:



Obr. 13 Schéma změn druhového bohatství vyšších rostlin ve střední Evropě (Fukarek 1979)
Posledních 500 let je na svislé ose převýšeno.

Tyto skutečnosti nelze interpretovat jako oslabu tradičního zemědělství. Pokoušíme se zde načrtnout hlavní souvislosti zemědělství a druhového bohatství volně žijících organismů, sledujeme tedy dílčí hledisko ve vztahu k ekologické stabilitě a neaspírujeme na komplexní hodnocení. Ze sledované-

ho dílčího hlediska však platí, že jen kontinuita tradičních hospodářských způsobů může udržet druhové bohatství předindustriální kulturní krajiny a přerušení této kontinuity znamená rychlou degradaci tohoto bohatství.



Pohled na České středohoří z Oharské tabule od Třebenic (okres Litoměřice)
Tato bývalá „zahrada Čech“ ukazuje dodnes, jak je intenzita využití krajiny podřízena specifickým přírodním podmínkám.

3.5.2. Zvyšování druhového bohatství krajiny lidskou činností

Druhové bohatství organismů v krajině je lidskou činností nejen snižováno, ale i zvyšováno. Vymírání autochtonních organismů je proto účelné konfrontovat s šířením organismů díky přímému a nepřímému lidskému vlivu. Ke zvyšování druhového bohatství dochází jednak záměrnou introdukcí, jednak bezděčným neúmyslným zavlečením organismů. Provizorní sumární údaje o počtu záměrně introdukovaných i mimoděk zavlečených vyšších rostlin do střední Evropy pocházejí od německých botaniků (Sukopp et Trepl 1987). I když autoři zdůrazňují, že druhy pěstované v botanických zahradách (s výjimkou dřevin) nechali stranou, je celkový počet druhů ve srovnání s četností druhů autochtonní flóry ohromující:

Počet druhů vyšších rostlin introdukovaných anebo zavlečených do střední Evropy (Sukopp et Trepl 1987):

Stromy a keře	2 650
Ozdobné byliny včetně cibulovin	2 000
Kultivované plodiny	100
Plevele polí a zahrad	150
Rostliny zavlečené s travním semenem	52
Náhodné příměsi krmiva pro chovné ptactvo	230
Znečištění dováženého obilí	několik set
Druhy zavlečené v obalech dovážených potravin a plodů	800
Druhy zavlečené s vlnou nebo hnojivem	1 600
Jiné rostliny zavlečené dopravou	?

I když některé druhy se v přehledu pravděpodobně objevují opakovaně, celkový počet evidovaných vyšších rostlin zřetelně převyšuje celkové druhové bohatství původní středoevropské květeny (viz str. 83).

Na druhovém bohatství zavlečených rostlin se zřetelně projevuje, jak v novověku přestávají být pohorí, oceány a pouště nepřekročitelnými bariérami šíření organismů a jak organismy jsou schopny kolonizovat lidským přičiněním všechny oblasti s vhodnými ekologickými podmínkami.

mi. Většina z nich se však udomácnuje jen na překladištích dopravních tras (nádraží, přístavy) a na rumišťích anebo skládkách odpadů, odkud se dále nešíří.

Lokalitami s maximálním soustředěním zavlečených rostlin — antropofyt — vždy byla a jsou lidská sídla. Podíl antropofytů v nich roste zhruba proporcionálně s velikostí sídla, je u nich však významně ovlivňován intenzitou dopravy a obchodu. Uvnitř větších sídel roste podíl antropofytů i v rámci intravilánu od obvodu do centra a kulminuje na nádražích a překladištích.

Synantropní květena vyšších rostlin v polských sídlech (cit. Sukopp et Trepl ex Falinski 1971)

Typ sídla	Podíl rostlinných druhů zavlečených člověkem v %
lesní vsi	20–30
vesnice	±30
malá města	35–40
střední města	40–50
velká města	50–70

Podle toho, jak jsou jednotlivé druhy integrovány do soudobých rostlinných společenstev, může být celkové druhové bohatství rozděleno do dvou základních skupin:

- A/ druhy vytvářející přírodní společenstva, jak se formovala a ustálila bez vlivu člověka — autochtonní druhy
- B/ druhy rozšířené díky lidským aktivitám — antropofyty, synantropní (nebo též hemerochorní) druhy

■ Příklady toho, jak velký podíl zaujímají v naší květeně antropofyty, uvádí Hendrych (1978):

- V roce 1870 zahrnovala květena pražského okolí 1 098 druhů (Čelakovský 1870), z nichž bylo 180 (prakticky šestina) cizích, ale zdomácnělých. Dnes je takových druhů nejméně dvojnásobek.
- V roce 1885 bylo v seznamu 1 717 rostlin Moravy a Slezska (Oborný 1885) již 235 (asi 14 %) zjevně nepůvodních.
- V roce 1969 zahrnovala květena Krkonoš s částí podhůří celkem 1 149 druhů (Šourek 1969), z nichž 211 (prakticky pětina) bylo rozhodně nepůvodních.

- V roce 1960 uvádí Dostál ve své Květeně Československa 960 nepůvodních (ač někdy jen přechodně zavlekaných) rostlin, což se blíží třetině celkového druhového bohatství cévnatých rostlin našeho státu. Podíl cizích druhů dále stoupal, protože v letech 1961–1972 se ocitlo na soupisu skoro 120 nově zjištěných cizích druhů rostlin (Holub 1975).
- V roce 1978 zaznamenal Hendrych na Slovensku 2 547 nepěstovaných druhů, z nichž připadalo 574 (něco mezi pětinou a čtvrtinou) na nepůvodní, různě zavlečené rostliny.
- Podle současných představ dosahuje podíl antropofytů na květeně ČSFR 38–40 %.

Antropofyty je s ohledem na ekologickou stabilitu jimi spoluvytvářených společenstev účelné dále třídit:

Ba/ druhy, které se udržují ve společenstvech dnešní potenciální přírodní vegetace, osvědčující v nich své kompetiční schopnosti tak, že by přežily i za absence lidského vlivu: plně naturalizované druhy (např. puškvorec *Acorus calamus*, chmel *Humulus lupulus*, netýkavka malokvětá *Impatiens parviflora*);

Bb/ druhy, jež jsou pevnou součástí aktuální moderní vegetace, ale ve společenstvech potenciální přírodní vegetace by nepřežily; jsou plně začleněny do antropogenních společenstev a často tvoří jejich podstatnou složku, ale s ukončením lidských aktivit by ztratily existenční podmínky a postupně by vymizely: většina nejběžnějších rostlin antropogenních ekotopů:

Bb₁/ druhy neúmyslně zavlečené do konce středověku, většinou plevy polních kultur a rumišťních (ruđerálních) ekotopů: archeotypy (např. průvodci obilných polí, dnes ohrožení chemizací: koukol polní — *Agrostemma githago*, chrpa polní — *Centaurea cyanus*, mák vlčí — *Papaver dubium*; rumišťní druhy s výskytem v pobřežních křovinách: blín černý *Hyoscyamus niger*, lilek černý *Solanum nigrum*, merlík bílý *Chenopodium album*)

Bb₂/ druhy neúmyslně zavlečené v novověku, většinou okrasné květiny zplanělé v nivách toků: neofyty (např. zlatobýl kanadský *Solidago canadensis*, hvězdice novobelgická *Aster novi-belgii*, netýkavka žlázatá *Impatiens glandulifera*);

Bc/ druhy, které přežívají spontánně, ale nemají pevné postavení ve vegetaci, protože nemohou přežít bez přímé lidské pomoci, a nejsou tedy naturalizovány: nestálé druhy;

Bd/ druhy, které mohou existovat jen v kultivovaném stavu: kultivované druhy.

Kategorie Bc a Bd nemají z hlediska ekologické stability význam, a proto se jimi nezabýváme. S ohledem na „obohacující“ nebo „ochuzující“ vliv lidské činnosti na spontánní vegetaci mají význam jen druhy „naturalizované“, které se staly trvalou součástí regionální flóry a trvale se uplatňují ve struktuře a fungování ekosystémů. Druh lze označit za naturalizovaný, jestliže nebyl součástí původní přírodní vegetace regionu, jestliže byl introdukovan záměrnou lidskou aktivitou nebo se rozšířil mimovolně, přičemž nyní projevuje ekologické vlastnosti volně žijícího organismu (tj. u rostlin roste a rozmnožuje se semeny, cibulemi, hlízami atd. bez přímé lidské účasti), a jestliže se vyskytuje víceméně pravidelně na vhodných ekotopech po delší dobu (včetně klimaticky extrémních roků).

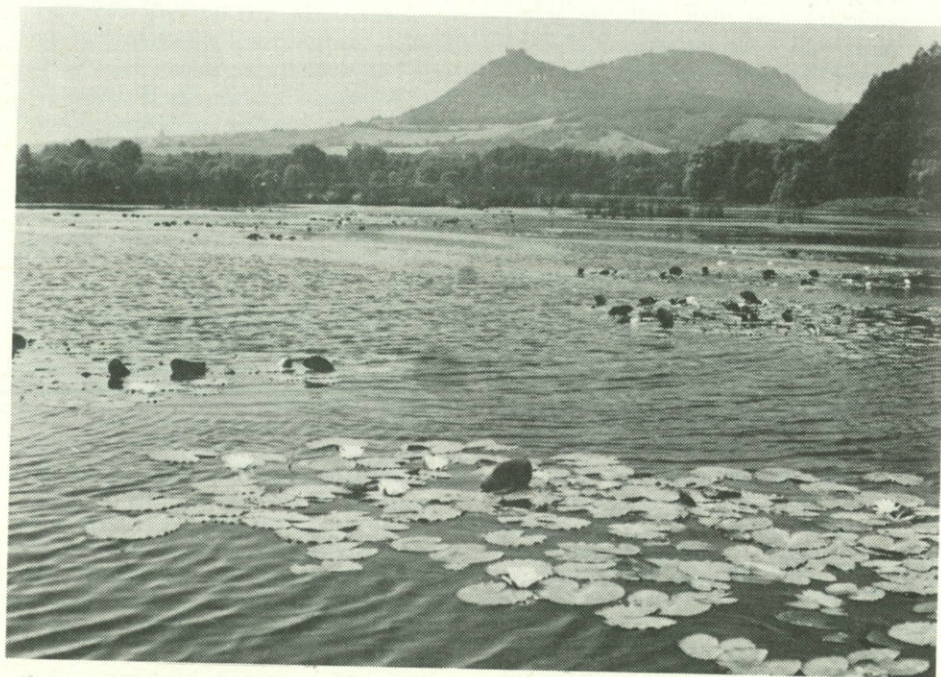
Takových rostlin je (ve srovnání s počtem pravidelně zavlekaných druhů) překvapivě málo. Sukopp a Trepl (1987) jich pro střední Evropu uvádějí 113, což je zhruba 5 % z celkového druhového bohatství středoevropské flóry. Asi polovina z tohoto počtu (55) nachází vhodné prostředí v nivách toků; v Polsku (Medwecka-Kornas 1967) to údajně byly více než dvě třetiny naturalizovaných druhů.

■ Lužní lesy a pobřežní křoviny byly už zdrojem autochtonních druhů pravěkých rumišť (např. bršlice koží noha *Aegopodium podagraria*, kerblík lesní *Anthriscus silvestris*, lopuch větší *Arctium lappa*); dnes jsou luhy trvale zaplavovány agresivními neofyty, které mění strukturu lužních společenstev a vytlačují autochtonní druhy (např. *Aster lanceolatus*, *Helianthus tuberosus*, *Solidago gigantea*); jsou to vesměs druhy, které tvoří vysoké houštiny, v jejichž zástínu nemají rostliny nižšího růstu šanci. Na periodicky zaplavovaných bohatých stanovištích jsou dodnes převážně semknuté porosty koprův nebo bršlice, v horských polohách devětisilu. Hlavní úseky toků s rozšířením neofytů jsou obzvláště znečištěny a zdá se, že tyto neofyty profitují jednak z antropogenního znečištění, jednak z pravidelného nebo epizodického výskytu záplav lužních stanovišť. Protože se tyto neofyty mimo nivy nešíří, jde o stabilní seskupení nitrofilních druhů na bohatých, záplavami pravidelně ohrožovaných půdách, tedy na zvláštním extrémním ekotopu. Moment obnažování povrchu půdy je pravděpodobně určující, protože rákosiny v podobných podmínkách jsou mi-

mořárně stabilní a mimo puškvorce do nich dosud žádný antropofyt nepronikl.

Jediným naturalizovaným neofytem, široce rozšířeným v zonálních lesních ekosystémech střední Evropy, je v našem století ze Sibíře zavlečená netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*). Jako jednoletka s mimořádně mělkým kořením je na některých stanovištích naší domácí ví-

celeté netýkavky nedůtklivé (*Impatiens noli tangere*) této původní rostlině konkurenčně nadřazená, přesto však za půl století soužití obou druhů netýkavek nedošlo nikde (pokud známo) k úplnému vytlačení původního druhu. Pokryvnost netýkavky malokvěté v jednotlivých letech silně kolísá podle vlhkosti, přesto však viditelně omezuje rozšíření některých původních lesních bylin.



Řeka Dyje rozlita v bezodtokých depresích terénu pod Strachotínem (okres Břeclav, 1972) – mokřad mezinárodního významu. Nejbližší zhruba rovnocenný je chráněn v Maďarsku na řece Tise jako biosférická rezervace. My jsme tento poklad nechali utopit na dně Novomlýnské nádrže.

3.5.3. Ochuzování druhového bohatství krajiny lidskou činností

Ohrožení, ústup a vymírání druhů probíhá postupně v několika generacích, takže se plně projeví až po delším čase. Děje se často nepozorovaně a zpravidla je spojeno s omezováním rozsahu existenčně nepostradatelných biotopů. U živočichů nejsou ani zdaleka všechny taxonomické skupiny dostatečně prozkoumány a s výjimkou lovné zvěře je jejich četnost sledována nanejvýš jen po několik desetiletí.

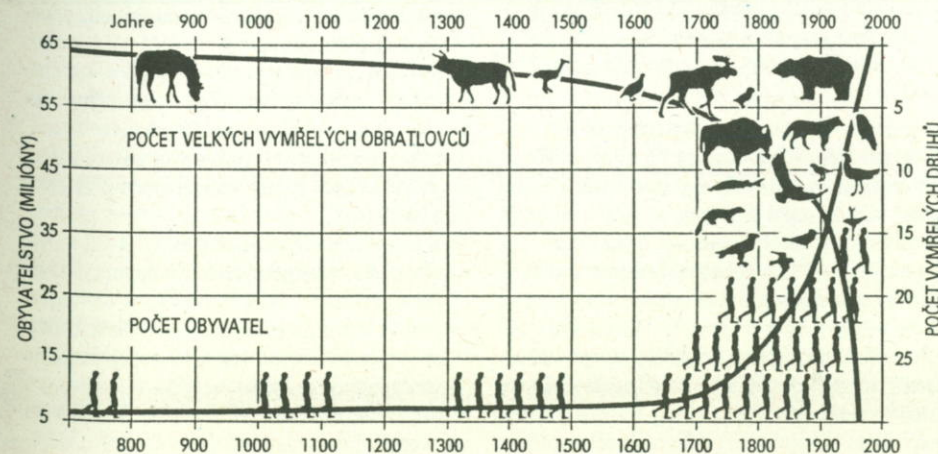
Tisíciletí lidské historie byla – jak jsme ukázali v minulé kapitole – svázána se zvyšováním druhového bohatství krajiny. V tomto století se však projevuje zrychlující se trend vymírání obratlovců, protisměrný s růstem lidské populace. Předpoklad přímé závislosti „zvyšování lidnatosti – vymírání volně žijících živočichů“ je však mylný (např. sloni a tygři dosud přežívají na indickém subkontinentu, který je dnes lidnatější než střední Evropa). Negativní vlivy vysoké lidnatosti na živočišstvo jsou posilovány (1) průmyslovým využíváním krajiny, (2) jinými stresovými faktory působícími na faunu, (3) postoji obyvatelstva vůči živočichům, které působí jako další významné existenční faktory pro živočišné druhy.

Ze 450 druhů obratlovců ČR bylo v roce 1988 v různém stupni ohrožení plných 57 % (nejvíce kru-

hoústí – 100 % a obojživelníci – 95 %, nejméně ptáci – 52 %). Na obr. 14 vyznačení velcí obratlovci jsou nápadná, co do četnosti druhů však malá část konzumentů ze společenstva volně žijících živočichů. Přitom obratlovci jsou relativně přizpůsobiví, většinou schopní dobře prosperovat v náhradním prostředí; zpravidla nejsou přímo fyzicky či chemicky decimováni nebo úplně zbavováni možnosti obživy; jen o nich dost víme a můžeme změny v jejich stavech dobře evidovat.

Naproti tomu základní živočišná složka ekosystémů, rozhodující pro jejich trvalou existenci a ekostabilizační působení navenek (např. ekologické skupiny rozkladačů, opylovačů, parazitů atd.), jsou bezobratlí. Na rozdíl od obratlovců je v této málo známé a sledované (snad s výjimkou měkkýšů, denních motýlů a některých skupin brouků), zato druhově nesmírně bohaté skupině většina druhů značně nepřizpůsobivých a často vysloveně reliktních, takže při změně životních podmínek prostě vyhynou. I odborníci se o tom zpravidla dozvídají až dodatečně. Ze setrvalých změn prostředí lze usuzovat na ohrožení řady živočišných druhů, jejichž rozšíření máme podchyceno jen zcela nedostatečným způsobem. Platí tedy, že při narušení druhové kombinace vyšších rostlin charakteristické

Obr. 14 Schéma vymírání velkých obratlovců na území bývalé Spolkové republiky Německo od roku 700 dodnes ve srovnání s růstem obyvatelstva (Erz 1983 ex Kaule 1986)
Souvislosti jsou složitější než zdánlivá přímá závislost v grafu.



pro určitý typ ekosystému můžeme s jistotou usuzovat na jeho chárání a na ohrožení všech členů ekosystému. Ten sice zůstává ekosystémem ve smyslu funkční jednotky, ale — jak ukazuje zkušenost — sotva se může stát zdrojem spontánní rekolonizace okolí všemi druhy původních rostlin a živočichů.

Vymizení druhu nebo společenstva z určité krajiny má z fylogenetického hlediska jiné důsledky než totální vyhubení. Pokud rozšíření druhu nebo společenstva v některé sousední krajině přetrvává, zůstává možnost jejich spontánní obnovy zachována. Avšak s ohledem na ekologickou stabilizaci není důvodu činit rozdíl mezi vyhubením regionálním a totálním. Omezování druhové diverzity vymíráním původních druhů je komplementární se zvyšováním počtu „oportunistických“ druhů, které jsou schopné se šířit do takto uvolněného prostředí.

Celkem 267 druhů cévnatých rostlin Čech a Moravy, tj. 14 % květeny, je hodnoceno jako kriticky ohrožené. Je to evropský rekord ve srovnání s podobnými analýzami co do absolutního počtu i podílu druhů provedenými v jiných evropských státech. Většina těchto rostlin z naší květeny pravděpodobně vymizí během nejbližších deseti až dvaceti let (Čeřovský a kol. 1980). Vesměs jde o případy, kdy se tyto rostliny u nás vyskytují vzácně, většinou na izolovaných lokalitách nebo na hranici areálu. Jiný typ kriticky ohrožených rostlin vykazuje podstatné snížení počtu, rozsahu a hustoty lokálních populací až na 10 % někdejšího stavu; tyto rostliny se z druhů řídké roztroušených staly vzácnými a velmi ohroženými v důsledku pronikavých změn stanovišť a někdy i vzrůstajícího velkoplošného narušení přírodního prostředí. Zvláštním případem této kategorie jsou staré rumištní a plevelné druhy, které likviduje soudobá agrotechnika (zejména chemizace).

Postupně mizející druhy regionálních květen však zahrnují i determinanty hlavních zonálních ekosystémů — vůdčí dřeviny převládajících typů potenciální přírodní vegetace, které dnes chybějí v některých krajinách prakticky úplně (např. buk v kyselých bikových bučinách Českomoravské vysočiny, původní smrk v Jizerských horách atd.). Jedle bělokora dnes odumírá v celém areálu s výjimkou Balkánu a Apenín a v mnoha okrajových oblastech dřívějšího rozšíření vymizela. Následuje tím osud jiné vzácné jehličiny — tis, který byl pozdním migrantem stinných lesů (většinou je doložen až po

3. tisíciletí př. n. l.); býval podstatně hojnější než dnes.

Kromě toho existují případy zavlečených nebo nově vzniklých patogenů, které mohou dramaticky změnit složení přirozené vegetace. To je případ tracheomykózy jilmů (*Ophiostoma ulmi*), na evropském kontinentu zjištěné po prvé světové válce ve Francii a následně v Holandsku, která vyhubila podle odhadů do dnešní doby nejméně 90 % jilmů v Evropě. Někteří jedinci se dosud udržují pařezovými výstřelky, ale jilm ve své původní podobě — jako význačný strom horní porostní úrovně — se stal nanejvýš vzácným. Choroba se v posledních 20 letech rozšířila v kalamitním rozsahu i v přírodě blízkých lužních a horských suťových lesích.

U travních ekosystémů je nejzřetelnějším výsledkem druhové ochuzení a přeměna květnatých luk v uniformní porosty. Jestliže poměr travin a bylin byl ještě v polovině století 7:3, pak dnes se podle odhadů tento poměr ve střední Evropě posunul na 8–9:1–2. Výsledné změny rostlinného společenstva hmyzu, obojživelníků anebo plazů nebyly dosud přímo zkoumány, ale co do druhového bohatství jsou katastrofální. Např. Spitzer (Lepš et Spitzer 1982) uvádí, že ještě ve čtyřicátých letech bylo v polích a lukách Čech a Moravy 46 hojných druhů denních motýlů, v lesích 26 druhů. V současné době zůstalo v polích 11 a v lesích 9 druhů, které lze označit jako hojné, ale i mezi nimi je zřejmý úbytek.

Nejradikálnější změny druhové skladby jsou zaznamenávány v ekosystémech, jejichž specifická flóra a fauna mizí v celém areálu rozšíření:

- bučiny a dubobučiny na kyselých půdách záměrnou přeměnou na jehličnaté monokultury
- kulturní nehojené louky rozoráním nebo ponecháním ladem bez kosení
- plevelná společenstva na orné půdě silnou chemizací (herbicide); archeofyty jsou přítomny nahrazovány novými agresivnějšími druhy
- suchomilné trávníky využívané dříve jako pastviny vyloučením pastvy, rozoráním nebo zalesněním borovicí
- společenstva vátých písků dtto
- vřesoviště záměrnou likvidací a depozicí vzdušného dusíku
- jedlové lesy průmyslovým znečišťováním ovzduší a způsoby lesního hospodářství, ignorujícími ekologické nároky jedle
- klimaxové smrčiny průmyslovým znečištěním ovzduší

— liniové prvky s křovinami záměrnou likvidací v procesu pozemkových úprav

Příčiny ústupu celých rostlinných společenstev jsou shodné jako u druhů; jsou to primárně většinou změny určujících, existenčně důležitých faktorů prostředí, nikoli přesuny v kompetičních vztazích organismů. Nejprve změny podmínek naruší dosud vyrovnané mezidruhové vztahy, a ty následně způsobí vymizení určitých druhů. Např. rostliny, které silně profitují ze zlepšeného zásobení živinami (zvláště dusíkem), vylučují ty, které jsou méně schopné reagovat na změněné podmínky. Proto jsou společenstva chudých půd obzvláště ohrožena. Většina ohrožených druhů (s výjimkou lesních, slanomilných a rumištních) je existenčně vázána na půdy s nízkým obsahem dusíku (např. druhy vřesovišť a chudých pastvin). Ohrožení těchto druhů roste se zvyšováním zásob přístupného dusíku a se zvyšováním zásob bázi (a tím snižováním kyselosti). Druhy středně zásobených a bohatých půd jsou nejméně ohroženy. Znamená to, že ohrožení velkého počtu rostlin hnojením a změnami agrotechniky je dále stupňováno průmyslovým znečištěním ovzduší, a to dvěma protichůdnými procesy: vzestupem přístupného dusíku depozicí dusíku z ovzduší a vzestupem kyselosti půd, vybavených malou tlumivostí, kyselými dešti. V obou případech jsou výsledkem dalekosáhlé změny vegetace, spočívající v drastické redukci druhové rozmanitosti a v rostoucí uniformitě vegetace. Rostlinná společenstva chudých půd jsou na souvislých plochách pozměňována na společenstva středně zásobených až bohatých půd.

Bilance ohroženosti rostlinných společenstev Čech a Moravy je odborné veřejnosti k dispozici od roku 1983 (Moravec a kol. 1983): z 538 asociací geobotanického systému pouze málo přes jednu třetinu není ohroženo nebo se rozšiřuje. Asi 3 % asociací vymizela a 62 % je ohroženo (z toho 19 % bezprostředně lidskou činností) do té míry, že hrozí jejich úplné vymizení. V rozporu s běžnými představami však mezi nejvíce ohrožená společenstva nepatří společenstva přírodní, ale ta, jejichž další existence je na lidské činnosti závislá anebo která lidské činnosti vděčí za svůj vznik. Prakticky zanikla specifická společenstva vázaná na slané mokřady moravských úvalů a některé hydrobiocenózy neznečištěných vod v nížinách, dále slatiniště, některá společenstva rašelinišť a krátkostébelných ostrůvků luk. Tato společenstva byla jako malé ostrůvky v intenzivně zemědělsky využívané krajině buď

zbavena melioracemi svých specifických mokřadních ekotopů, nebo bylo jejich rozšíření omezeno na fragmenty zbavené dlouhodobé životaschopnosti.

Celá škála druhově bohatých vlhkých a mokřadních luk je ohrožena odvodňováním. Totéž platí pro řadu rašeliništních a slatinných společenstev v nížinných a podhorských polohách; zde přistupuje často k odvodňování jako faktor těžkého narušení ještě znečištění povrchových vod.

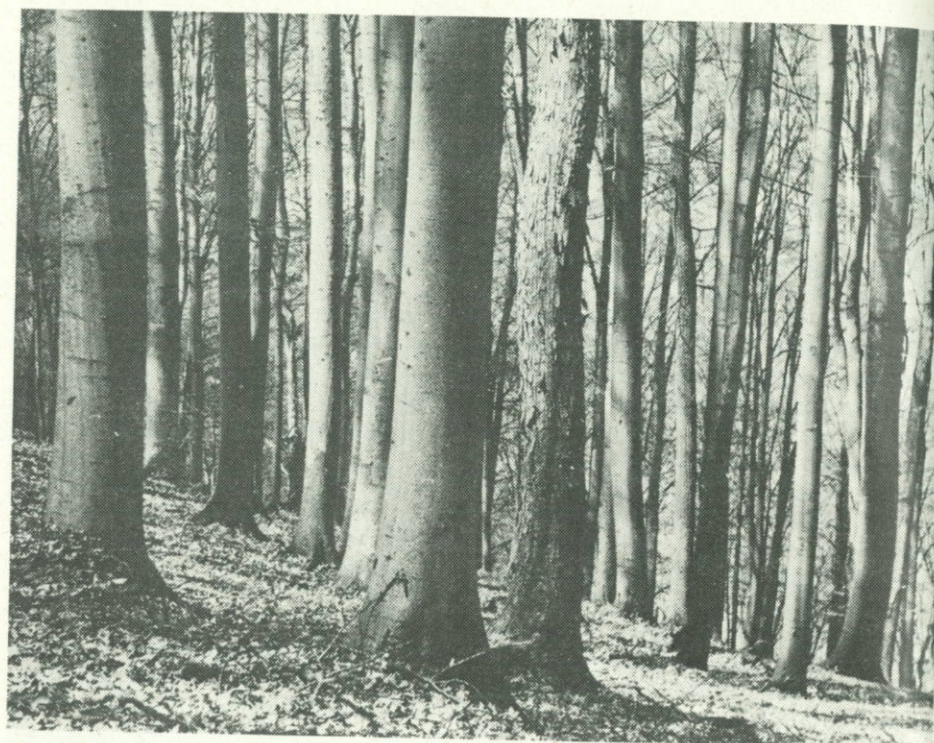
V lesním hospodářství za dvě století jeho existence zřetelně převažuje tendence k monokulturám smrku a borovice. Poté, co se velkoplošná záměna původních dřevin projevila sníženou stabilitou porostů a rostoucím podílem kalamitních těžeb, stávají se zbytky přirozených lesních společenstev předmětem zvýšené péče jako genové základny lesních dřevin. Mezitím však již zcela vymizela společenstva jedlin a znečištěním ovzduší a kyselými dešti jsou vážně ohroženy všechny zonální (klimaxové) smrčiny.

Obecným trendem ve vývoji druhového bohatství současné krajiny je snižování rozmanitosti a nivelizace vegetačních typů, kdy kompetičně slabé druhy s vyhraněnými nároky jsou nahrazovány široce přizpůsobivými (oportunistickými) druhy. Tento trend však nebyl v historii ani zdaleka trvalý a neodvratný, jak dokumentuje historický přehled v kap. 5.6. Teprve v našem století revolucionalizovaly strukturu a fungování ekosystémů i celé biosféry zejména dva historické procesy:

- zánik bariér mezi dosud izolovanými biogeografickými regiony, jak se vyvíjely po celý kvartér, ale začaly být překonávány dopravní sítí a pravidelnými zámořskými cestami od 16. století;
- prudce zrychlené vymírání živočišných i rostlinných druhů, dramaticky vystupňované uprostřed našeho století, tj. okolo roku 1950.

Od té doby nelze ani přírodní ekosystémy úspěšně zkoumat v izolaci, ale pokud možno jen ve vzájemných vztazích, protože „izolovaný výsek přírody“ se ve středoevropské krajině stal fikcí.

Ve srovnání se současným katastrofálním ochuzováním druhového bohatství krajiny docházelo až do historicky nedávné doby k jeho výraznému obohacování lidskou činností. V lidské činnosti byly a jsou jak ničivé, tak i zlepšující tendence, ale o možnosti pozitivního ovlivňování přírody člověkem lze na základě faktů z historie krajiny sotva pochybovat.



Pestrá směs dřevin bohaté pahorkatinné bučiny v přirozeném stavu
Rezervace Oupoř na Křivoklátsku (okres Beroun)

3.5.4. Teoretická vysvětlení odolnosti přirozených ekosystémů

Větší odolnost přirozených ekosystémů a vzestup jejich odolnosti v průběhu sukcese je – při srovnání s ekosystémy umělými – mnohokrát ověřeným a nesporným faktem. O příčinách tohoto faktu však neexistuje ani zdaleka jednotné mínění. Ekologie by ovšem neměla jen konstatovat a předvídat, ale také vysvětlovat a k tomu nevede jiná cesta než analyzovat biologické základy soužití organismů.

Nepatrné zastoupení synantropních organismů je pro přirozené ekosystémy příznačné do té míry, že absence synantropů je jednou z definičních vlastností přirozených ekosystémů. Teprve narušení ekosystémů otevírá cestu novým, úspěšně

imigrujícím druhům. Snížená intenzita anebo snížená frekvence narušení uvolňují tendenci ke spontánní obnově přirozených společenstev. Vysvětlení, proč tomu tak je, by mělo klíčový význam pro poznání mechanismů ekologické stability. Nabízená vysvětlení absence synantropů a zvýšené odolnosti přirozených ekosystémů lze typizovat do tří různých pojetí:

- příčiny spatřované v korelaci diverzity a stability
- příčiny ve strukturně-funkční „imunitě“ přirozených ekosystémů
- příčiny v podmínkách šíření přirozených ekosystémů imigrujících druhů (se zdůrazněním historicko-biogeografických aspektů).

3.5.4.1. Vysvětlení založená na korelaci diverzity a stability

V objevené práci o fluktuaci živočišných populací v čase formuloval Mac Arthur (1955, Mac Arthur et Wilson 1967) tézi, že „ekologická rovnováha roste s počtem složek společenstva“. Snesl empirické i teoretické důvody, že stabilita společenstva je zhruba proporcionální k počtu trofických vazeb mezi druhy, a tedy nepřímo k počtu druhů: Je-li velká rozmanitost trofických vazeb, týž energomateriálový tok může být v situaci, kdy některý druh snižuje svou početnost, udržen alternativním spojením.

Mnoho následovníků dospělo po sérii někdy ukvapených zobecnění až k hypotéze, že „diverzita je rozhodujícím faktorem stability“. Ještě v šedesátých letech byla v ekologii uznávána téze, že rostoucí složitost společenstva vede k jeho zvýšené stabilitě. Pod složitostí se rozumělo více druhů, více jejich interakcí, jejich větší těsnost anebo kombinace těchto vlastností. Argumenty na podporu předpokladu, že složitější společenstva jsou stabilnější, shrnují a komentují Sukopp a Trepl (1987):

Argument	Komentář
Matematickým modelům interakcí mezi dvěma (nebo několika málo) druhy je vlastní nestálost.	Na základě současného stavu modelování neplatí – nebyl podán důkaz, že by „mnohodruhové“ modely byly stabilnější už z toho důvodu, že takové modely dosud neexistují.
Jednoduchá společenstva dvou (nebo několika málo) druhů se v laboratorních podmínkách obtížně udržují.	Správné, ale chybí důkaz o vyšší stabilitě složitějších společenstev ve srovnatelných podmínkách. Pravděpodobná příčina tkví v obtížích spojených s napodobením přírodního prostředí ve všech jeho vlastnostech.
Ostrov s malým druhovým bohatstvím jsou zranitelnější invazemi nových druhů nežli ostrovy druhově bohaté.	Může být pravdivé, ale zranitelnost druhového bohatství se jen částečně kryje s úplným vymezením stability.
Druhově bohatá společenstva tropů neznají populační exploze hmyzích škůdců (na rozdíl od společenstev mírného a boreálního pásu).	Může být výsledkem destabilizujících účinků značných klimatických výkyvů v mírném a boreálním pásu, které se v tropickém podnebí neprojeví. Podle některých šetření je meziroční variabilita četnosti hmyzu v tropech obdobná.
Monokultury jsou obzvláště zranitelné vůči invazím a destrukci různými škůdci.	Existují „přírodní monokultury“ (rákosiny, slaniska, holé bučiny) a jsou velmi stabilní. Rozdíly mezi přírodním a agrárním ekosystémem mohou plynout z dlouhé evoluce přírodních společenstev. Kulturní rostliny jsou typické druhy raných sukcesních stadií, která se rychle mění i v přírodě.

Všechny tradičně uváděné argumenty pro pozitivní korelaci mezi diverzitou a stabilitou ekosystémů se tedy dnes jeví buď nesprávné, nebo jako přístupné jiné kauzální interpretaci.

■ Předpoklad, že složitá společenstva jsou méně stabilní vůči narušení, byl experimentálně testován jak v druhově bohatých, tak v jednoduchých společenstvech. Narušením bylo v pokusech hnojení travinných ekosystémů ve státě New York a pastva buvolom v africké stepi Serengeti. Oba způsoby narušení redukovaly diverzitu bohatých společenstev, nikoli však jednoduchých. To je ve shodě s předpokládanou malou pružností složitých společenstev. Naproti tomu hnojení travinných ekosystémů zvýšilo primární produkci v jednoduchém společenstvu o 53 %, ale jen mírně a málo významně ve složitém (+16 %). Podobně pastva redukovala podstatně biomasu v druhově chudé stepi (−69 %) a jen mírně v druhově bohaté (−11 %). Použití jiného kritéria stability tedy vedlo k závěru, že složitější struktura společenstva vskutku podporuje jeho stabilitu.

3.5.4.2. Vysvětlení založená na představě „imunity“ přírodních ekosystémů

Pokusy vysvětlit „imunitu“ jsou předkládány zčásti na výchozí úrovni populací, zčásti na úrovni společenstev nebo ekosystémů. Ekosystémové pojetí považuje rostlinné společenstvo za funkční celek, který je více než sumou jednotlivých složek. Nejvýznamnější vlastností tohoto funkčního celku je schopnost autoregulace, tj. schopnost regulovat počty jedinců druhových populací vylučováním určitých druhů, i když jsou schopné existence na daném ekotopu. Přírozené rostlinné společenstvo tak více či méně omezuje uplatnění určitých druhů a podle hypotéz této skupiny podobně omezuje i vlivy určitých narušení zvenčí.

a) Už ruský lesník Morozov (1903) považoval odolnost přírodních lesních společenstev za výsledek soužití mnoha generací zúčastněných druhů. Během tohoto soužití vznikly zvláštní druhové kombinace, optimálně přizpůsobené daným podmínkám podnebí, půdy a topografie. Tato hypotéza je přijímána přinejmenším středoevropskými lesníky jako principiálně správná. Ale i k ní Sukopp a Trepl (1987) uplatňují výhradu, že koevoluce a sukcese jsou dva kvalitativně různé, byť na sebe navazující procesy. Časová rozpětí koevoluce a ustalování druhových kombinací během sukcese jsou naprosto rozdílná. V případě sukcese nemůže genetická adaptace sehrát rozhodující úlohu pro krátkost času, a to je pravděpodobně situace vývoje vegetačního krytu ve střední Evropě poledkové doby. Na hypotézu vztahu mezi „imunitou“ společenstva vůči narušení

Představa jednoduché pozitivní korelace mezi diverzitou a stabilitou neodolala v polemikách „protipříkladům“ (typu extrémně diverzifikovaného tropického deštného lesa, který se snadno hroutí, nebo „monokulturních“ bučin či rákosin krajně odolných vůči stresu): Ekologická stabilita může být dosahována jak při velké druhové diverzitě se specializovanými vyhraněnými nároky členů biocenózy, tak při malé druhové diverzitě druhů, jejichž nároky (ekologická valence) jsou široké a málo vyhraněné.

Diverzitu ekosystému tedy nelze podle současných poznatků považovat za použitelné kritérium pro hodnocení jeho stability.

Jak je tomu v případě krajiny, s určitostí nevíme. Zastáváme však názor, že na úrovni krajiny vnitřní diverzita zvyšuje její přírozenou schopnost absorbovat změny a obnovovat spontánně stav rostlinstva i živočišstva před narušením.

a mezi jeho rostoucí sukcesní vyspělostí je nutno kriticky nahlížet v rámci tohoto omezení.

Kdyby v průběhu rekolonizace střední Evropy vegetací po ledových dobách existovala společenstva imunní vůči šíření nových druhů, pak by některé druhy nebyly schopny šířit se do oblastí osvobozených ze subarktického klimatu oteplováním. Poslední imigranti na čele s bukem se přitom prokazatelně začlenili do vegetace již vysoce organizované, která by měla být „imunní“ vůči imigraci nových druhů. Proto také středoevropské bučiny – nejrozšířenější typ naší přírodní vegetace – nejsou žádné pevně fixované jednotné společenstvo. Každý z význačných druhů bučin sem imigroval nezávisle, často v různých obdobích a dávno před bukem. Nezbyvá proto než připustit, že některé druhy, které chybějí v přírodní vegetaci určitého regionu pro určité geografické bariéry, by zde byly schopny přežít a nalézt trvalé místo v určitých společenstvech, jakmile by sem imigrovaly – bez ohledu na to, zda s lidskou pomocí či bez ní.

b) Podle Knappa (1967) společenstva složená z dlouhověkých druhů umožní kolonizaci novým druhům, pouze „jestliže vitalita těchto společenstev byla redukována nějakým narušením zvenčí, např. když vznikly mezery v druhové kombinaci vyhubením některých druhů“. Naopak společenstva bohatá na krátkověké druhy se zdají otevřená novým kolonistům. Společenstva v konstantních podmínkách umožňují přežít dlouhověkým druhům a to má podle této hypotézy pozitivní zpětnou vazbu k vysoké „imunitě“ takového společenstva vůči standardnímu narušení.

c) Jako vysvětlení skutečnosti, že cizí druhy mají nepronikavější obtíže při šíření do nenarušeného společenstva, předložil německý klasik ekologie H. Walter (1962) hypotézu „druhové nasycenosti“, podle níž přírodní společenstvo zvyšuje zásobu biomasy až k maximu dosažitelnému v podmínkách daného ekotopu. V průběhu sukcese jsou společenstva podle této hypotézy „nasyčována druhy a jedinci“, až dosáhnou rovnováhy se svým prostředím, která se vyznačuje „maximální druhovou nasyceností“. Pokud empirická šetření vyvracejí předpoklad, že vývojově nejvyspělejší společenstvo dosahuje maximální akumulaci biomasy, musí být obecná platnost Walterovy hypotézy zpochybněna.

Hypotéza „druhové nasycenosti“ společenstva má smysl pouze ve vztahu k určité soupravě druhů uvnitř regionu. Společenstvo, jež se jeví „druhově nasycené“ s ohledem na autochtonní druhy regionální flóry, není nutně „druhově nasycené“, posuzujeme-li je s ohledem na flóru širší ob-

lasti nebo dokonce celé severní polokoule. To je zvláště zřejmé v oblastech floristicky ochuzených během glaciálů, jako je střední Evropa.

Proto ani domněnka, že nedostatek imigrujících organismů v přírodních (nenarušených nebo klimaxových) společenstvech je způsoben nějakou vlastností těchto společenstev samotných („imunitou“, „druhovou nasyceností“, „jednotou s prostředím“), nedochází obecného přijetí. Zastánci této domněnky bývají kritizováni – zčásti oprávněně – za lpění na neověřených předpokladech, legendách a mýtech a poukazuje se na absenci ověřitelných dat o podmínkách „imunity“ přírodních vegetací vůči invazím nových druhů. Domněnka o „imunitě“ přírodních ekosystémů je prý jen rozšířením staré zavržené myšlenky „Dauerwaldu“, podle níž přírodní les je „komplexní organismus, který je díky své ryze přírodní povaze vybaven mystickou silou, která znemožňuje invaze cizích těles“.



Podjaří v luhu Odry u Studénky (o. Nový Jičín)
Lesní podrostové druhy jarních efemér (zde podsněžník bílý *Galanthus nivalis*) řadí Grime k druhům odolným
vůči stresu.
Foto Rudolf Janda

3.5.4.3. Vysvětlení založená na podmínkách šíření imigrujících druhů

■ V rámci diskuse o „otevřeném“ charakteru jedné společnosti a „uzavřeném“ charakteru druhé vznikla souborná představa o vlastnostech druhů schopných obsahovat nová území. Většina rostlin vybavených takovými schopnostmi pochází z otevřených, přirozeně narušovaných stanovišť, jako jsou mořská pobřeží, skalní sutě, pohyblivé písky. Druhy takových stanovišť jsou „předběžně adaptovány“ ke kolonizaci narušených stanovišť v nových oblastech: tuto „předběžnou adaptaci“ získávaly v podmínkách mnoho generací trvajících přírodního nebo antropického narušování svého původního prostředí. Jejich genetická přizpůsobivost a pionýrské schopnosti se projeví jako biologicky výhodné už v přírodním stavu a jako takové byly fixovány geneticky. Avšak jiná přírodou permanentně narušovaná stanoviště (např. pouště) dala vznik jen malému množství „pionýrských“ druhů asi proto, že zde přírodní evoluce favorizovala druhy s vysokým stupněm genetické adaptace k extrémním podmínkám (např. klíčení semen jen za zvláštní kombinace tepla a vláhly apod.).

Tyto poznatky zobecnili a rozšířili američtí ekologové Mac Arthur a Wilson v šedesátých letech do teorie r- a K- bionomické strategie*). Pod pojmem „strategie druhu“ rozumějí geneticky fixované soubory vlastností, které se projevují podobnými nároky na prostředí.

Druhy – uživatelé dlouhodobě konstantních prostředí jsou selektovány na jejich maximální rovnoměrné využití. Tito tzv. „K-stratégové“ jsou způsobeni dané kapacitě prostředí, jsou dlouhoživí, mají poměrně malou rozmnožovací schopnost. Ve svých nárocích na prostředí jsou velmi vyhranění, pomalu se šíří a ve svých počtech málo kolísají. Dominují v trvalých ekosystémech v často silné mezidruhové konkurenci a v jemném začlenění do složitých společenských struktur. Nepřemnožují se a často jsou vázání na zcela vyhraněné prostředí.

Druhy – uživatelé rychle vznikajících a opět zanikajících prostředí jsou selektovány na rychlé osidlování, rychlé využití volného prostoru a rychlé šíření na nová vhodná prostředí. Tito tzv. „r-stratégové“ (běžně označováni jako „pionýrské“ druhy) se vyznačují vysokou rozmnožovací schopností, rychlým vývojem, krátkověkostí, schopností přežít ve velmi rozmanitém prostředí a rychlým šíře-

ním. Dominují v dočasných nevyvážených ekosystémech a iniciálních stádiích sukcese. Tito „ekologičtí oportunisté“ jsou schopni se bleskově šířit, ale proti silné konkurenci se nemohou (na rozdíl od K-stratégů) prosadit. Vcelku snadno přežívají a jejich genofond je málo zranitelný.

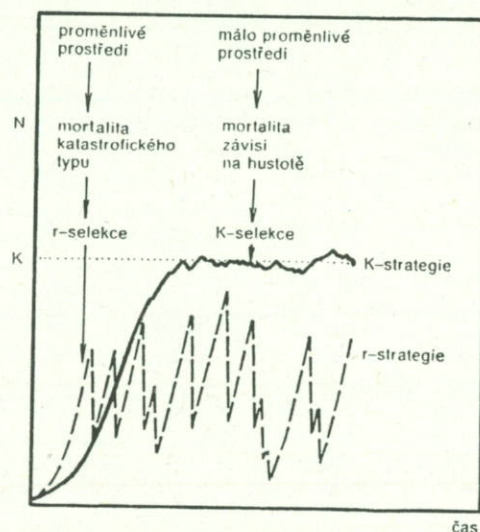
Uvedené kontrastní definiční vlastnosti K-stratégů a r-stratégů se samozřejmě vztahují na extrémní polohy kontinua plynulých přechodů, do nichž patří naprostá většina druhů organismů. Zpravidla však lze velké dlouhodobé živočichy a většinu stromů označit jako K-strategie, malé živočichy a pionýrské druhy rostlin jako r-strategie.

Kontrastní charakteristiky obou bionomických strategií znázorňuje schéma na obr. 15 (str. 76).

Narušení přirozeného ekosystému se obvykle projevuje ústupem organismů rázu K-stratégů a nástupem organismů rázu r-stratégů se silně kolísajícími populacemi bez vyhraněných nároků. Jak však vzniká a zabezpečuje se ve světle této teorie odolnost – stabilita „přírodních monokultur“, jako jsou bučiny (se suverénní dominancí K-strátéga buku) nebo rákosiny? Nezbyvá než přiznat, že na tuto otázku nepřináší odpověď ani teorie selekčních strategií a že nevíme.

A proč jsou umělé monokultury ekologicky tak křehké – labilní? K této otázce může podle Remmerta (1980) poskytnout klíč skutečnost, že všechny kulturní rostliny byly v divokém stavu r-stratégové a důsledkem jejich šlechtění je zatím vždy další posun jejich vlastností na „K-r-kontinuu“ směrem k extrémní r-strategii: rubem velké produkce propagačních orgánů (semen, hlíz atd.) a rychlého růstu – tedy vlastností, na něž jsou kulturní výpěstky šlechtěny – je krátkověkost a malá odolnost v mezidruhové konkurenci. Na druhé straně „škůdci“ kulturních rostlin s přírodní r-strategií mají soužitím s kulturními výpěstky potravu stále k dispozici v prakticky neomezeném množství, přičemž postrádají vlastní mechanismy populační regulace. Autor těchto pozoruhodných myšlenek (Remmert 1980) je označuje za „spekulativní zdůvodnění malé odolnosti umělých monokultur, které zasluhuje, aby se na něm dále pracovalo“.

*) Bionomie – nauka o způsobu života rostlin a živočichů, zejména o průběhu jejich vývojového cyklu.



Obr. 15 Schematické znázornění vlivu r-selekce a K-selekce na populační dynamiku (Lepš et Spitzer 1988).

K – nosná kapacita prostředí

N – počet jedinců

Přírodní evolucí byla posilována schopnost určitých druhů kolonizovat nová prostředí pouze tehdy, pokud byla výhodná pro jejich přežití. Proto společenstva, jež se vyvíjela v dlouhodobě konstantních podmínkách, mají ve svém druhovém bohatství málo r-strategů – druhů s vlastnostmi „kolonizátorů“. Tento fakt podporuje taková vysvětlení odolnosti ekosystémů, která se soustřeďují na podmínky pro šíření imigrantů spíše než na hledání vlastností – nositelů „imunity“ těchto společenstev vůči narušení.

V tom směru přináší významné podněty poněkud složitější typologie různých bionomických strategií rostlin, kterou vypracoval britský botanik J. P. Grime (1979, 1981). Také on rozumí pod pojmem „strategie“ ty vlastnosti populací, které v průběhu evoluce osvědčily své výhody pro jejich přežívání a šíření a které jsou v populacích geneticky fixovány. Klíčovou složkou různých strategií v Grimově pojetí však není způsob reprodukce, ale všechny způsoby, jimiž populace reaguje na ekologické situace, jež omezují její život (zejména tvorbu biomasy).

*) Původně byl stres definován jako stav organismu (podrobně viz kap. 7), kdežto Grime pod tímto pojmem chápe jakékoliv působení prostředí, jež omezuje fotosyntézu (např. extrémní teploty, nedostatek vláhy nebo zastínění). Pojem „stres“ v Grimově teorii lze tedy nahrazovat pojmem „extrémní podmínky“.

různé mechanické agrotechnické zásahy, vysoká nárazová intoxikace).

Východiskem Grimovy teorie bionomických strategií je poznatek, že energie spotřebovaná populací na kompenzování stresu vysoké intenzity se nedostává na kompenzování disturbance (a naopak). „Nezdolné“ populace, schopné současně odolávat vysokému stupni stresu (= u Grima v podstatě extrémním podmínkám stanoviště) i disturbance (intenzivního odnímání biomasy) neexistují. Taková ekologická situace neumožňuje populaci se adaptovat a přivodí její zánik. Touto úvahou jsou deduktivně vymezeny tři kvalitativně rozdílné ekologické situace, jim odpovídající strategie a hypotetické vlastnosti populací:

- A/ malý stres a malá disturbance: C – konkurenční strategové, rychle rostoucí a velcí;
- B/ velký stres a malá disturbance: S – strategové odolní vůči stresu, pomalu rostoucí a malí;
- C/ malý stres a velká disturbance: R – ruderalní strategové, rychle rostoucí a malí.*)

Situace (A) představuje příznivé podmínky pro maximální počet druhů organismů, za nichž se může uplatnit jejich vzájemná konkurence jako faktor zásadně limitující růst a rozšiřování populací (přesněji: konkurence ve využití zdrojů dosažitelných ve společně využívaném prostoru). Mezi rostliny schopné odolávat silnému antropickému vlivu však patří spíše strategové typu R a S, kteří zasluhují soustředěnou pozornost.

■ Jsou-li disturbance řídké a zdroje hojné, vzniknou přehusťené soubory různých populací a výhodná bude konkurenční C-strategie.

Jsou-li disturbance výjimkou a zdroje silně omezené (ekologické podmínky extrémně nepříznivé pro fotosyntetickou produkci, ale stanoviště jinak nenarušované), bude pro populaci výhodná S-strategie.

A dosahují-li disturbance vysoké intenzity, ale zdroje jsou hojné (narušovaná stanoviště s dobrými podmínkami pro fotosyntetickou produkci), bude pro populaci výhodná ruderalní R-strategie.

Konkurenční C-strategové jsou rostlinné populace vyznačující se vysokou schopností mezidruhové konkurence.

*) Také v tomto případě překračuje Grimovo vymezení ruderalní strategie význam, který mu přikládáme u nás: Ruderalizace je běžně chápána jako proces spontánního šíření rostlin vázaných původně na člověkem vytvářené stanoviště rumištního charakteru (skládky odpadu, lemy komunikací a zdí, hospodářsky nevyužité plochy kolem staveb apod.) s půdami zpravidla obohacenými dusíkem. Zavedením disturbance jako jediného kritéria dává Grime pojmu „ruderalní“ zřetelně širší náplň.

Nositeli této schopnosti jsou např. značná relativní výška, dlouhověkost, velká plocha a hustý zápoj asimilačních orgánů, velká růstová rychlost a vysoká živá biomasa, vysoká tvorba odumřelé biomasy apod. Konkurenční C-strategové se nejspíše prosadí v podmínkách s dostatkem zdrojů (tepla, vláhy, minerální výživy), ale bez disturbance; v takových podmínkách suverénně převládají, takže jejich podíl v průběhu spontánní sukcese ekosystémů postupně stoupá.

Z uvedených charakteristik je zřejmé, že mezi konkurenční C-strategy patří především některé „klimaxové“ dřeviny, např. buk, dub, jedle. Srovnání ukazuje, že ve své „ryzí“ podobě se tato strategie shoduje s K-strategií v předchozí „r-K“ typizaci. Tato široká skupina však zahrnuje pouze strategie přizpůsobené extrémnímu působení konkurence, ale i strategie přiměřené průměrnému působení konkurence, stresu i disturbance – typy strategií přechodných, které budou pravděpodobně rozhodující pro ekologickou stabilizaci soudobé krajiny (viz dále).

Stres-tolerantní S-strategové jsou rostlinné populace přizpůsobené trvale nepříznivým podmínkám prostředí na lokalitách pod vlivem stresu, na nichž je výživa, zdroje záření, vláhy a minerálních látek jednoznačně limitujícím faktorem pro tvorbu biomasy, aniž by byla vytvořena biomasa podstatně narušována.

Znaky adaptace populací na stesy velmi rozmanitého charakteru jsou pomalý růst, nízká produkce, dlouhověkost (stromy, keře, vytrvalé byliny, lišejníky), vytrvalé asimilační orgány, ukládání velké části asimilátů do podzemních rezerv. Stres-tolerantní S-strategové se prosazují na neproduktivních ekotopech s výrazně limitujícím faktorem (faktory).

Jsou to tedy rostliny arktických a alpských poloh nebo na živiny extrémně chudých ekotopů. Grime sem řadí – podle mého soudu problematicky – rostliny schopné snášet extrémní zástín, který je v lesním biomu standardní nikou, vytvářenou soužitím s dřevinami. Ve vazbě na půdní reakci sem patří např. typické rostliny slanomilné a – na druhém extrémním pólu rozpětí – z rašeliništních rostlin vytrvalé keřičky rodu *Vaccinium* (klikva, šicha, brusnice), rozšířené též v krutých podmínkách tundrového biomu, a také vřes. Slavíková (1986) sem řadí z naší flóry některé druhy borovic, jalovců a také smrk ztepilý.

Tento typ bionomické strategie není v předcházející „r-K“ typizaci podchycen.

Ruderalní R-strategové jsou rostlinné populace schopné odolávat vysokému stupni narušování biomasy (disturbancí), ale snášející jen malý stres (také náplň pojmu „ruderalní“ není tedy v Grimově teorii totožná s tou, která je u nás běžně tradována).

Populace R-strategů se vyznačují velkou reprodukční kapacitou, rychlou tvorbou biomasy, relativně malým podílem odumřelé biomasy a přežíváním ve formě semen a plodů. R-strategie je tedy analogií r-strategie v dvoučlenné „r-K“ typizaci.

Patří sem rostliny břehů řek, jezer a moří, mokřadů a silně sešlapávaných biotopů; dále nejen většina polních plevelů, ale i všechny jednoleté kulturní plodiny.

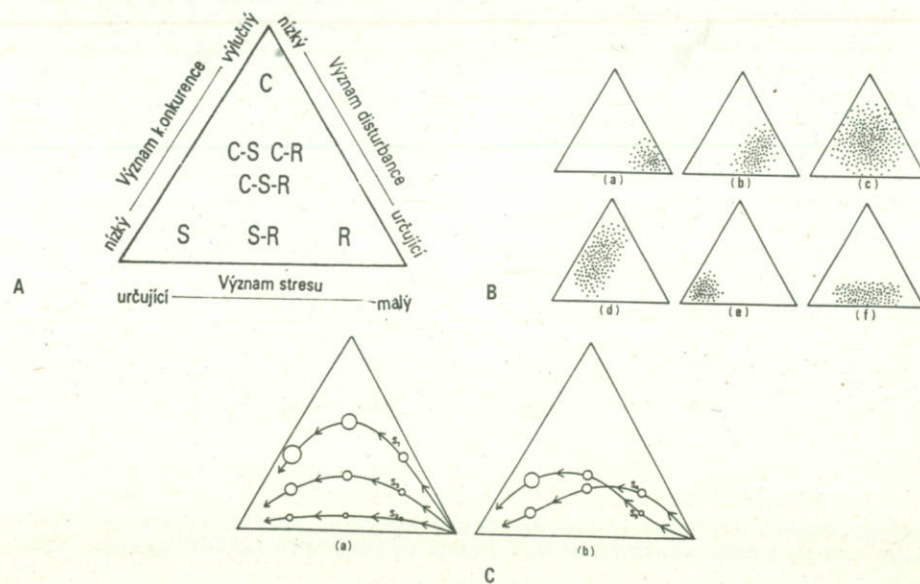
Jak jsme se už zmínili, šlechtění kulturních sort je vlastně zaměřeno na vystupňování jejich vlastností jako R-strategů. Adaptace těchto rostlin na odnímání biomasy je tak dokonalá a jednostranná, že s absencí tohoto určujícího existenčního faktoru vymírají; jakkoliv jsou hlavním objektem zemědělské výroby, jejich význam pro ekologickou stabilizaci v „našem“ pojetí je minimální. V sukcesních řadách přirozeného vývoje společenstev nenacházejí místo a jejich existence bude vždy podmíněna lidskou činností.

Kromě těchto „čistých (primárních)“ bionomických strategií rozeznává Grime ještě čtyři strategie „smíšené (sekundární)“, vyznačené v trojúhelníkovém schématu na obr. 16.

Toto schéma obsahuje podstatu Grimovy typizace bionomických strategií, která se opírá o terénní zkušenosti ze severní Anglie: Křivky S_1 , S_2 , S_3 na obr. 17 C vyznačují předpokládaný průběh sukcese podle potenciálních podmínek fotosyntetické produkce a umožňují odečítat jednak relativní velikost biomasy v jednotlivých sukcesních stadiích, jednak sled dominantních životních forem a jejich zastoupení.

Na nejproduktivnějších ekotopech (křivka S_1) je průběh sukcese charakterizován intenzivní kon-

Obr. 16 Schéma simulující vztahy mezi schopností vegetace odolávat konkurenci, stresu a disturbanci (Grime 1981)
 A Strany rovnoramenného trojúhelníku odpovídají relativnímu významu konkurence (levá strana), disturbance (pravá strana) a stresu (základna trojúhelníku). V těchto třech souřadnicích jsou umístěny základní bionomické strategie rostlin, popisované v textu (C, R, S), a strategie přechodné (C-S, C-R, C-S-R, S-R).
 B Předpokládaný rozsah bionomických strategií vlastních: a – jednoletkám, b – dvouletkám, c – vytrvalým bylinám a kapradinám, d – stromům a keřům, e – lišejníkům, f – mechům (vše podle terénních výzkumů v severní Anglii).
 C Předpokládaný průběh sukcese:
 a – v prostředí s podmínkami vysoké (S_1), průměrné (S_2) a nízké (S_3) potenciální produktivity;
 b – v prostředí se stoupající (S_4) a klesající (S_5) potenciální produktivitou.
 Velikost biomasy v každém sukcesním stadiu je naznačena velikostí koleček. Zastoupení druhů a životních forem v jednotlivých sukcesních stadiích odpovídá schématům A, B. Podrobnosti v textu.



kurenci zprvu s převahou bylin, pak světlo milných stromů a keřů. Postupně se uplatňuje schopnost snášet stín a nedostatek zdrojů, čemuž odpovídá dominance velkých dlouhověkých stromů.

Na méně produktivních ekotopech (křivka S_2) brání v prosazení druhů s vysokou konkurenční schopností nedostatek zdrojů a nástup stres-tolerantních druhů „přechodných“ strategií je spojen s dominancí menších, pomalu rostoucích dřevin při nižší celkové biomase.

Na vysloveně neproduktivních ekotopech zůstává celková biomasa trvale nízká a sukcese směřuje z „ruderální“ fáze přímo do fáze s převahou stres-tolerantních druhů.

Tyto tři křivky by však platily pro sukcesí v prostředí se stálou potenciální produktivitou, což je (podle Grima) situace nepravděpodobná, odpovídající samotným základům teorie sukcese (podrobně viz kap. 5). Sukcese v pravém slova smyslu je spojena s růstem potenciální produktivity a sama je „hnacím motorem“ tohoto růstu, což vyjadřuje na obr. 17 C sub C schematicky křivka S_5 . Naopak předpokládána modifikace průběhu sukcese v podmínkách klesající produktivity – v situaci obvyklé v dnešních narušených krajínách, znemožňující dosažení klimaxu v klasickém pojetí – je vyznačena křivkou S_4 , z níž lze vyčíst zvýšenou účast druhů stres-tolerantních, event. i ruderálních.

V narušené krajině omezují progresivní sukcesí dvě navzájem komplementární skupiny faktorů: Je to jednak trend ochuzování regionálních flór (viz kap. 3.5.3 a 3.6.7.2), jednak výrazný trend velkoplošné eutrofizace půd i vod hnojením.

Ellenberg jun. (1985) zhodnotil semikvantitativní metodou podíly ohrožených rostlin a rostlin „ostatních“ v bývalé SRN podle šesti ekologických gradientů. Rozsah tohoto šetření (2164 druhů vyšších rostlin) dovoluje odvodit platné analogie pro celou střední Evropu. Ukázalo se, že rozhodujícím ekologickým faktorem existenční důležitosti je pro většinu ohrožených druhů rostlin luxusní zásobení dusíkem. Protože pro stanovení přístupného dusíku není k dispozici dosti operativní půdoznalecká metoda, je plně oprávněná semikvantitativní fytoindikace podle nároků rostlin na dusík.

Ellenberg jun. shrnuje, že při vyšším zásobení dusíkem přestávají být vysloveně oligotrofní stres-tolerantní druhy schopné konkurence. Aby přežily alespoň na extrémně chudých půdách, potřebují plný světelný požitek; pokud je přerůstají jiné druhy, oligotrofy v boji o světlo hynou často i při mí-

ném zástínu. Jestliže se stává vegetace v důsledku zvýšeného přísunu dusíku bujnější, volná půda mizí a světlo je zachyceno vyššími bylinami. Tyto Ellenbergovy závěry jsou v plném souladu s výsledky terénních šetření.

■ Tak v liniových vegetačních útvarech intenzivně zemědělsky využívané krajiny pod dominantním vlivem přebytků dusíku zjistila Hašková (1991):

- jen na nejméně přehnojených úsecích lze zastihnout ve zbytcích S-strategie, jako je mateřídouška vejčitá *Thymus pulegioides*;
- relativně přírodě blízká společenstva mají dominanci C-S-R-strategů (např. kostřava červená *Festuca rubra*) nebo je jejich podíl výrazný (např. trojštět žlutavý *Trisetum flavescens*, jahodník *Fragaria vesca*, bika ladní *Luzula campestris*, hrachor luční *Lathyrus pratensis*, popelec *Glechoma hederacea* nebo rozrazil rezekvítek *Veronica chamaedrys*;
- převládající úseky pod evidentním vlivem extrémních přebytků dusíku (který se v „našem“, nikoliv však Grimově pojetí stává vůči přirozené vegetaci chemickým stresorem) zcela ovládají C-R-strategie – konkurenčně zdatné druhy stanovišť obohacených živinami, které vytvářejí druhově chudí společenstva (kopřiva dvoudomá *Urtica dioica*, pýr *Agropyron repens*, třtina křovištní *Calamagrostis epigeios*).

■ Další závažné podněty pro hodnocení stability přirozené vegetace může poskytnout ekologická analýza možností introdukce severoamerických dřevin opadavých lesů v odpovídajících společenstvech evropské vegetace, druhově daleko chudší. Tato analýza vede k závěru, že příčinou nepřítomnosti řady druhů v evropských lesích jsou geografické bariéry, stojící v cestě migraci. Jen relativně málo druhů, které snad mohou najít existenční podmínky v evropských přirozených lesích, bylo zatím introdukováno (a to zpravidla příliš daleko od lesních komplexů, než aby tuto vzdálenost mohly překonat K-strategie, jakými jsou stínobytné lesní druhy, zpravidla introdukované v omezeném počtu jedinců a zpravidla zavedené do Evropy před příliš krátkým časem pro efektivní šíření). Poukazování na tuto skutečnost nelze odbýt mávnutím ruky, protože mívá k jádru diskusí o odolnosti přirozených ekosystémů a k odhalení obvykle zamlčovaných předpokladů těchto diskusí. Opravdu se zdá, že nepřítomnost synantropů v přirozených společenstvech lze vysvětlit překážkami šíření a je spíše důkazem jejich nenarušenosti než důkazem odolnosti přirozených společenstev vůči narušení.

Přesto kategorická tvrzení, že absence imigrujících druhů v přirozených společenstvech nemůže být způsobena nějakou jejich vlastností (např. „imunitou“ nebo „druhovou nasyceností“), nepřijímáme. Zdá se nám, že zacházejí příliš daleko a že

jsou v rozporu s praktickými zkušenostmi. Je hojnost důkazů o tom, že invaze neofytů do přirozených společenstev koreluje s jejich narušeností. Koncepce, podle které přirozenost nebo omezení antropického vlivu je v příčinné souvislosti se zhoršenými podmínkami imigrace neofytů, má (přinejmenším z hlediska tématu „ekologická stabilita“) vadu v tom, že nerozlišuje mezi antropickými vlivy a narušením obecně. Můžeme spíše očekávat korelace mezi odolností a stupněm narušení než mezi odolností a uchováním přírodního stavu, zbaveného antropických vlivů. Ukázali jsme už v kap. 3.5.2., že v relativně přírodní krajině jsou hlavními trasami šíření neofytů nivy řek a potoků, tedy stanoviště narušovaná přírodou. Mezi disponovaností spole-

čenstev k invazi neofytů a jejich skutečným zastoupením však není přímý vztah; disponovanost vyjadřuje pouze **předpoklady** pro takové invaze. S rostoucí dynamikou prostředí (tj. s proměnlivostí některých jeho faktorů v čase) se tyto předpoklady pro invaze neofytů zvyšují. Přitom nerozhoduje přírodní nebo antropogenní charakter této dynamiky, pouze její velikost. Zda se invaze neofytů uskuteční či nikoliv, závisí na mnoha dalších podmínkách a faktorech včetně trasy, kterou musí neofyt překonat ze své původní lokality na novou. Teprve zde je významný antropogenní vliv, který rozhodne o tom, zda druh bude lidskou činností přímo či nepřímo vytlačován či rozšiřován.

VARIABILITA ŽIVÝCH SYSTÉMŮ JE TAKOVÁ,
ŽE NĚKTERÉ ČINÍ DOKONCE I TO,
CO SE OD NICH OČEKÁVÁ.

MIROSLAV HOLUB

MLUVIT O EKOLOGII BEZ ZNALOSTI DRUHŮ JE ASI STEJNÁ
PITOMOST JAKO CHTÍT SE UČIT CIZÍ ŘEČI A NEZNAT SLOVÍČKA.

PAVEL PECINA



Dolina Kôprovica ve Vysokých Tatrách s přírodními porosty smrku a limby, protaťnými množstvím lavinových drah – velehorské prostředí s výraznými přírodními disturbancemi Foto Rudolf Janda

3.6. OBECNÉ PŘEDPOKLADY PROGNÓZOVÁNÍ EKOSYSTÉMŮ

Zkoumáním reálných ekosystémů lze odvodit některé společné principy a těmito principům přisoudit hypoteticky ráz zákonitostí, které se uplatňují při formování ekosystémů obecně. Použitím těchto principů k předpovídání struktury a fungování

ekosystémů získáme jejich potvrzení (v případě souhlasu se skutečností) nebo vyvrácení (v případě „protipříkladů“ neodpovídajících domnělé zákonitosti), a tím podnět k pokusům o prohloubené poznání.

3.6.1. Zákonitosti určujících faktorů abiotického prostředí

(autekologický princip)

Když hledáme příčiny bohatství živé přírody v různých krajinách, musíme vyjít od člověkem málo ovlivněného stavu pramenícího v relativně stabilních vlastnostech přírody neživé: v podnebí, půdotvorných substrátech a v utváření zemského povrchu. Určité ekotopy umožňují existenci jen určitého omezeného výběru ze všech druhů organismů;

v případě primárních producentů na nich mohou žít jen ty druhy, kterým konkrétní ekotop poskytuje trvale pro život potřebné záření, vodu, živiny a prostor. Abiotické podmínky tedy vymezují možnosti spontánního bytí pro konečný a předpověditelný počet druhů organismů.

3.6.1.1. Závislost na faktoru teplo (na příkonu slunečního záření)

Druhové bohatství organismů obecně klesá s klesající zeměpisnou šířkou (tj. na pólech je menší, na rovníku větší). Evropská flóra čítá asi 11 300 druhů cévnatých rostlin a z toho okolo 3 500 je

svým rozšířením omezeno na tento kontinent.

Pokles druhového bohatství cévnatých rostlin od jihu k severu ilustruje tabulka:

Přibližný počet druhů cévnatých rostlin v rámci vybraných evropských států podle různých autorů (Dostál 1960, Hendrych 1978, Soják 1980)

Itálie, Jugoslávie	4750–4900
Řecko	3950–4100
Bulharsko, Rumunsko	3300–3400
Německo, Švýcarsko	2600–2750
Československo	±2300–2780 (Čechy a Morava se Slezskem ±1910, Slovensko ±2550)
Norsko, Švédsko	1250–1500
Finsko	±1230

V celostátním měřítku vyjadřují klimatickou (především termickou) závislost veškerého života

tzv. vegetační stupně (Zlatník 1963)*), stanovené induktivně na základě nároků rostlin tvořících poten-

*) Vegetační stupeň – nadstavbová jednotka skupin typů geobiocenů na chorické úrovni, závislá na výškovém a expozičním klimatu a vymezovaná induktivně podle vlastností přirozených rostlinných společenstev.

ciální přírodní vegetaci. Zhodnocením příslušnosti všech klimatických stanic na území ČSFR k potenciální přírodní vegetaci zpracoval statisticky klimatic-

ké charakteristiky jednotlivých vegetačních stupňů Ambros (1990); uvádíme je ve zkráceném výtahu:

Klimatické charakteristiky vegetačních stupňů na území ČSFR

Číslo a název vegetačního stupně	Roční suma teplot nad 8° Celsia ±směrodatná odchylka	Průměrná teplota vzduchu °Celsia			Průměrné srážky mm vodního sloupce	
		roční	lednová	červen-cová	nadnor-mální	podnor-mální
1 dubový	3150 ±110	9,6 ±0,55	-1,8 -10,6	19,9 28,0	470 650 870	380 540 750
2 bukodubový	2920 ±110	8,8 ±0,58	-2,1 -10,8	18,7 27,1	500 680 910	410 560 720
3 dubobukový	2660 ±110	7,9 ±0,61	-2,6 -11,2	17,6 26,2	540 720 570	440 590 770
4 bukový	2370 ±113	7,0 ±0,67	-3,2 -11,6	16,7 25,2	610 820 1080	500 640 830
5 jedlobukový	2050 ±117	6,0 ±0,76	-3,9 -12,0	15,7 24,2	740 1000 1280	600 770 980
6 bukojedlo-smrkový	1680 ±121	4,8 ±0,88	-4,7 -12,4	14,2 22,3	930 1250 1560	730 950 1180
7 smrkový	1240 ±125	3,3 ±1,07	-5,7 -13,0	12,1 19,8	1140 1550 1900	860 1130 1460
8 klečový	800 ±131	0,8 ±1,64	-6,9 -14,2	9,0 15,2	1400 1920 2000	1020 1350 1700

Sumy teplot nad 8 °C a roční průměrné teploty jsou uvedeny se směrodatnou odchylkou celého statistického souboru stanic.

Lednové a červencové teploty: horní údaj průměr, dolní údaj pro 10% pravděpodobnost překročení.

Roční srážkové úhrny: horní údaj pro 90% pravděpodobnost, spodní pro 10% pravděpodobnost překročení; uprostřed průměr.

Vliv teplotního gradientu se projevuje tím, že za jinak shodných podmínek klesá druhové bohatství organismů s nadmořskou výškou (tj. v nížinách je větší, ve vysokohorí menší). Z asi 2 500 druhů

flóry ČSFR se jich nanejvýš 800 uplatňuje jako lesní druhy; druhové bohatství dendroflóry dosahuje (v rámci Zlatníkových vegetačních stupňů, podle vlastních odhadů) tyto hodnoty:

Druhové bohatství dřevin přirozených lesů ČSFR

Vegetační stupeň	Dřeviny hlavní úrovně	Keře
Dubový a bukodubový	24	16–32
Dubobukový a bukový	16–17	12–16
Jedlobukový	12	8–10
Smrkojedlobukový	11	8–9
Smrkový	7	5–7
Klečový	4	5
Celkem	50*	48**

* s rozlišováním pouze 4 druhů dubů a vrb

** s rozlišováním pouze dvou druhů růží, tavelníků a hlohů

Pro účely fytoindikace prostředí přirozených lesů zhodnotil Ambros (1986) 593 druhů cévnatých rostlin podle jejich ekologického chování ve vztahu

k faktorům teploty, vlhkosti a minerální živiny s tímto výsledkem:

Druhové bohatství lesních podrostových rostlin ve vztahu k teplotě (Ambros 1986)

Rostliny poloh	Suma průměrných denních teplot ≥ 8 °C	Podíl z 593 vyhodnocených druhů %
nejteplejších	>2950	4*
teplých	>2350	31
středních	1400–2950	19
chladných	<2350	16
nejchladnějších	<1400	2
indiferentních		28

* vesměs u nás vzácné ± stepní druhy na okraji areálu, které přežívají jen mimo plný zástín

Příkladem extrémních rozdílů druhového bohatství vybraných skupin organismů, způsobených především rozdíly ve faktoru teploty, může být srovnání flóry a fauny teplého lesostepního čedičového

vrchu v Českém středohoří (Oblík 509 m) s chuděnou flórou a faunou nejvyšší hory Krkonoš (Sněžka 1602 m); na těchto rozdílech se podílí i rozdílná vlhkost a geologický podklad (Rejmanek 1974):

	Oblík — úpatí (Lenešice 181 m)	Sněžka (vrchol 1603 m)
Roční suma teplot nad 8 °C	2923	232
Průměrná roční teplota °C	8,6	0,2
Průměrná teplota: lednová °C	-1,5	-7,2
červencová °C	18,8	8,3
Srážky mm/rok	497	1227

Skupina organismů	Oblík	Sněžka
Vyšší rostliny	290	75
Velké houby	±70	±20
Obratlovci	±65	max. 20
Měkkýši	min. 30	±10



Krajina černoze Lounského středohoří, díky stepnímu klimatu intenzivně využívána od prehistorických začátků zemědělství v neolitu, tj. od čtvrtého tisíciletí před naším letopočtem. Na neovulkanických kupách (zde skupina Oblík) se dochovaly v rostlinstvu i živočišstvu relikty dávno minulých epoch vývoje přírody. Řídké liniové prvky trvalé zeleně v polních tratích jsou tvořeny druhově chudými ruderalním společenstvy.

3.6.1.2. Závislost na faktorech „vláha“ a „minerální živiny“

Protože typické organismy extrémních stanovišť nenacházejí v „průměrných“ polohách obou gradientů zpravidla existenční podmínky, druhové bohatství organismů kulminuje **uvnitř** gradientů

vláhy a minerálních živin (na rozdíl od gradientu tepla, kde nejteplejší poloha znamená předpoklad největšího druhového bohatství). Tento předpoklad lze bezpečně doložit v rámci lesního biomu:

Druhové bohatství lesních podrostových rostlin ve vztahu k půdní vláze (Ambros 1986)

Rostliny	Procentuální podíl využitelné vodní kapacity v půdě do 80 cm W %	Podíl z 593 vyhodnocených druhů %
silně vysychavých půd	<40	11
vysychavých půd	<80	30
nesnášející vysychání ani zamokření	40–100	39
vlhkých půd	>80	15
mokrých až zbahnělých půd	>100	5

$$W = \frac{W_i - BV}{MKK - BV} \cdot 100$$

W_i — průměrná zásoba vody v půdě za vegetační období v mm
 MKK — maximální kapilární kapacita půdního profilu v mm
 BV — bod vadnutí půdního profilu v mm

Různý obsah vláhy v půdě je v území se shodnými úhrny srážek dán různou polohou lokality v terénu a různou hloubkou a zrnitostním složením půdy. Na extrémních okrajích gradientu vláhy podmínky pro lesní ekosystémy zanikají a převládne často několik málo druhů adaptovaných k extrémním podmínkám (např. v mokřadech rákos anebo některé druhy ostřic, v suché stepi kavyly).

Proměnlivost ekologicky významných vlastností abiotického prostředí předurčuje výskyt rozmanitých ekotopů, vytváří primární ekologickou rozrůzněnost krajiny, a tím předurčuje podmínky druhového bohatství organismů, které v ní volně žijí. Je zcela zřejmé, že společný výskyt hornin s odlišným chemismem (živých, minerálně bohatých substrátů střídavě s extrémně chudými) předurčuje už v přírodním stavu krajiny výskyt různých typů ekosystémů a zvyšuje její druhové bohatství. Po-

dobně se projevuje silně členitý reliéf se svahy různě orientovanými ke slunci (stinnými i slunnými), s různou nadmořskou výškou, s klimaticky inverzními polohami v neosluněných částech údolí a s rozmanitým hydrickým režimem půd, daným polohou v terénu (se střídáním hydricky ochuzovaných a nadlepšovaných ekotopů).

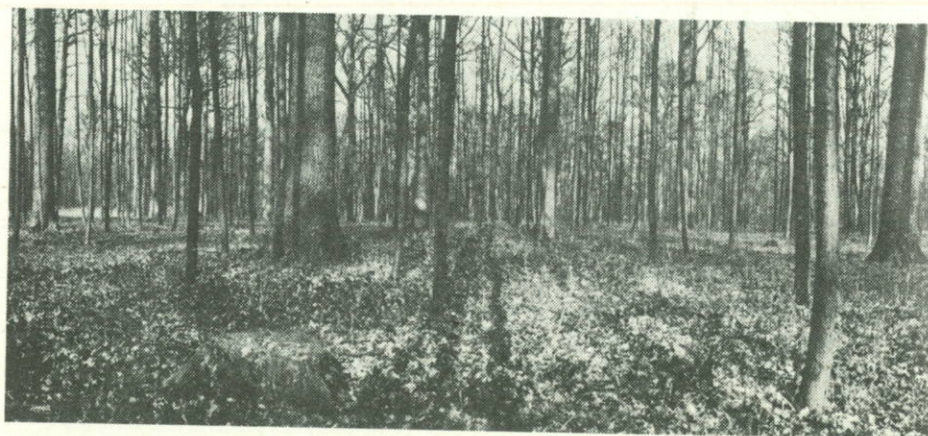
Různorodost abiotického subsystému krajiny umožňuje soužití většího počtu druhů s podstatně odlišnými ekologickými nároky. Usnadňuje jak jejich stěhování z jednoho ekotopu na druhý v případě mírného velkoplošného narušení, tak jejich přežívání v případě těžkého narušení nebo zničení dílčích ekosystémů. Vnitřní různorodost krajiny daná širokou škálou ekotopů (s návazným propojením ekosystémů topické dimenze — toky vody, minerálních živin, živočichů, rostlin) zvyšuje přirozenou schopnost krajiny absorbovat změny prostředí a zotavovat se po narušení.

Druhové bohatství ± lesních rostlin podrostu ve vztahu k trofickému režimu indikovanému půdní reakcí pH H₂O ve svrchní vrstvě 5–15 cm (Ambros 1986)

Rostliny půd	Podíl z 593 vyhodnocených druhů celkem %	z toho se speciálními nároky %	
silně kyselých	3	o	3
kyselých	14	o	1
		n	*
mírně kyselých	30	n	7
		k	1
slabě kyselých až neutrálních	45	n	13
		k	11
neutrálních až zásaditých	2	k	2
		h	+
bez vyhraněných vazeb k půdní reakci	6	n	1

+ – vyskytuje se, ale nedosahuje 1 %

Speciální nároky: o – oligotrofy – rostliny minerálně chudých půd a rašelin
n – nitrofilny – rostliny půd se zvýšeným zastoupením přístupného dusíku
k – kalcifyty – rostliny „vápnomilné“ (vápnitých půd)
h – halofyty – rostliny „slanomilné“ (slaných půd)



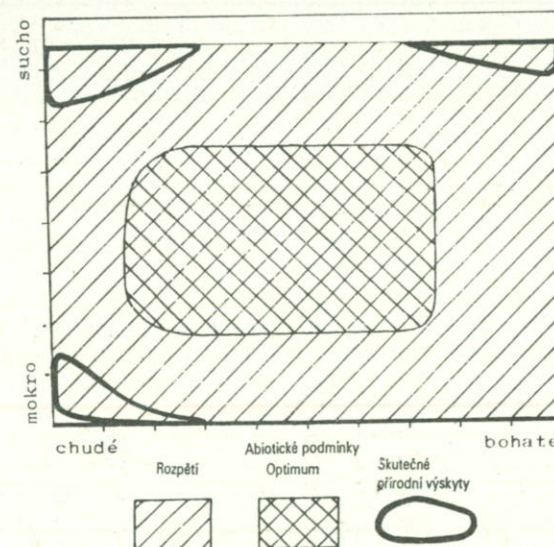
Lužní les Mochov na Zlatém potoce (okres Náchod) s úplnou převahou nitrofilních bylin v podrostu. Zbytky historické formy hospodaření tzv. středního lesa (kombinace starých „výstavků“ s dolním patrem tzv. „pařeziny“, mýcené v krátkých obdobích na palivo) uchovávají nejpřirozenější ukázky našich nížinných lesů.

3.6.2. Zákonitosti sružování organismů v biotickém systému

(synekologický princip)

Přímý vztah „abiotické prostředí – organismus“ je dalekosáhle modifikován soužitím samotných organismů. Život žádného druhu v přírodě (ať rostliny, živočicha nebo člověka) se neuskutečňuje pouze v podmínkách abiotického prostředí, ale v podmínkách různě intenzivního vzájemného ovlivňování s jinými druhy organismů; toto ovlivňování opisují synekologické pojmy jako kompetice, facilitace, inhibice, symbióza, parazitismus a další. Druh se ve společenstvu s jinými může udržet jen tehdy, pokud mu jeho vrozené vlastnosti umožňují prostorové, časové a funkční začlenění do společenstva a do jeho vývoje.

Organismy se nevyskytují ani zdaleka vždy ve svém autoekologickém optimu, ale tam, kde jim to umožňují podmínky soužití s jinými organismy. Proto se rostliny v přírodě vyskytují obvykle v mnohem užším rozpětí podmínek, než jaké by vyplývalo z kultivačních pokusů. Když se určitý druh vyskytuje spontánně na určitém ekotopu, pak to neznamená jen, že mu tento ekotop vyhovuje, ale také že buď obstál v kompetici s jinými druhy obdobných ekologických nároků, nebo že mu zde jiné organismy vytvářejí vhodné podmínky.



Obr. 17 Srovnání abiotických podmínek pro růst borovice lesní (rozpětí a optimum) s výskyty v přírodních lesích znázorněnými v gradientovém poli „mokro-sucho“ (svislá osa) a „chudé-bohaté půdy“ (vodorovná osa) podle Ellenberga (1982)
Vysvětlení v textu

■ Instruktivním příkladem toho, jak soužití rostlin radikálně upravuje (omezuje) jejich rozšíření, je účast borovice lesní v dnešních přírodních lesích střední Evropy: Kompetice jiných dřevin ji vyloučila do vlhkostních a trofických podmínek ležících zcela mimo fyziologické (autoekologické) optimum: na živinami extrémně chudé skály a písky, na extrémně chudé a mokré rašelinné půdy a na extrémně suché a svým chemismem výstřední vápencové a dolomitové skály. Přitom nejvzrůstnější borovice nacházíme v kulturních lesích na ekotopech, na nichž by se

v dnešních přírodních ekosystémech nikdy neprosadily, protože tyto ekotopy obsadily konkurenčně silnější dřeviny.

Integrace druhů v přirozených ekosystémech je výsledkem složitého přediva interakcí „uvnitř“ systému. „Navenek“ se projevuje schopností autoregulace: čím intenzivnější interakce, tím lepší předpoklady autoregulace a výsledné stability systému.



Přirozené výskyty borovice na vápencích a dolomitech v mozaice extrémních lokalit, na nichž se trvale uplatňuje odnos zvětralín a vytvoření souvislého lesního porostu je vyloučeno.
Velká Fatra, Gaderská dolina (okres Martin)

3.6.3. Zákonitosti zpětných vazeb abiotického a biotického subsystému

(princip zpětné vazby)

Jednosměrná závislost organismů a jejich společenstev na abiotickém prostředí neodpovídá skutečnosti i z toho důvodu, že společenstva organismů účinně pozměňují své abiotické prostředí. Jednou z hlavních vlastností biotického subsystému je, že mění průběh energomateriálových toků a v jejich rámci geochemických cyklů. Biotický subsystém jeví v průběhu svého vývoje rostoucí tendenci přetvářet své vlastní prostředí (směrem k abiotickému subsystému tvorbou specifického klimatu, podporou větrání geologického podloží a tvorbou půdních typů, úplným potlačením eroze proudící vodou). Čím jsou společenstva organismů

vývojově vyspělejší, tím těsnější zpětné vazby ke svému abiotickému prostředí projevují. Každý z určujících ekologických faktorů kolísá a na tyto výkyvy reagují populace, společenstva i celé ekosystémy rovněž určitým kolísáním, při němž však velkým odchylkám faktoru odpovídají až po určitou mez relativně malé odchylky struktury společenstva. Ekosystémy tak tlumí působení vnějších faktorů, jsou tedy více či méně vybaveny kybernetickou autoregulací. Míra a hranice této autoregulace pro jednotlivé typy ekosystémů a pro typy rušivých faktorů jsou s větší či menší jistotou předvídatelné (podrobně viz kap. 5.3).

3.6.4. Zákonitosti časové posloupnosti ekosystémů

(princip časové dynamiky)

Spontánní změny druhového složení a četnosti jedinců (populací) jsou iniciovány také z vlastních zdrojů ekosystému. V téměř každém přirozeném společenstvu jsou druhy, které — obrazně řečeno — dokonale ztělesňují současný stav prostředí, ale také relikty přežívající z předchozího stadia i průkopníci připravující stádium následné. Ekosystémy se vyvíjejí a v průběhu posloupnosti společenstev v čase (v průběhu sukcese) dochází k výrazným změnám druhového bohatství (po počátečním prudkém růstu s mírným poklesem v pozdních stádiích).

Reálný ekosystém i společenstvo mohou být nahrazeny jen určitými předpověditelnými typy ekosystémů i společenstev. Každému ekotopu odpovídá určitý typ vývojově vyspělého společen-

stva, které se ustaluje samovolným vývojem jako „oddechová pauza“ přírodního dění po celou dobu, kdy vnější faktory zůstávají relativně neměnné. Počet „náhradních“ společenstev, vznikajících na určitém ekotopu za působení určitých vnějších faktorů, je rovněž konečný a předpověditelný (viz kap. 9.4., zvl. obr. 45).

Sukcesním procesům lze lidskými zásahy právě tak bránit, jako je možné je stimulovat a využívat v duchu biologické automatizace, nelze je však vyloučit vytvořením nějakých „stabilních antropocenóz“. Předpověditelnost různé stability sukcesních stádií plyne z poznání, že na shodném ekotopu je stabilita raných vývojových stádií nízká a v průběhu sukcese se zvyšuje (podrobněji viz kap. 5).

3.6.5. Zákonitosti prostorového uspořádání ekosystémů

(strukturální princip)

Každému ekotopu přísluší v krajině určitý potenciální geografický areál, vymezený určujícími faktory abiotického prostředí (v rámci více krajin je situace složitější, protože přistupují další určující

faktory). Změnám těchto faktorů, sumárně vyjádřených příslušností k ekotopu, odpovídají předpověditelné změny jejich potenciálních areálů.

Pestrá mozaika ekotopů je formována v každé

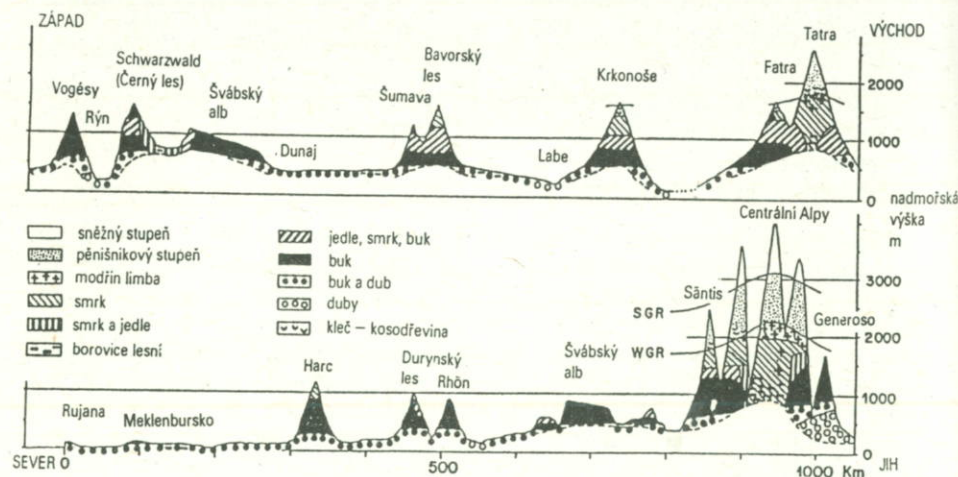
krajině specifickými kombinacemi (mezo)klimatu, reliéfu zemského povrchu a vlastnostmi matečných hornin půd (s jejich vlivy na hydrologii jak na chorické – regionální, tak zejména na topické – lokální úrovni). Pro výsledné působení abiotických podmínek je prvotní klima, protože obvykle vymezuje rámce pro uplatnění ekologického vlivu reliéfu i matečné horniny. Přírodní, lidskou činností nepozměněné vlastnosti makroklimatu různých krajin i mezoklimatu ekotopů i konkrétních lokalit jsou ve střední Evropě výsledkem působení trojrozměrného klimatického gradientu:

- „rovnoběžkového“ gradientu od jihu k severu – gradient teplot a trvání vegetační doby (viz kap. 3.6.1.1);
- „poledníkového“ gradientu od západu k východu – gradient srážek a kontinentality a

– „výškového“ gradientu (viz vegetační stupně ČSFR, kap. 3.6.1).

Schematický transekt střední Evropou s vyznačením klimaticky podmíněné přirozené vegetace přináší obr. 18, převzatý z klasického kompendia Heinze Ellenberga „Die Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht“.

Každý typ ekosystému i společenstva má v krajině jen omezený počet sousedních (kontaktních) ekosystémů a společenstev. Struktura jejich přechodů (ekotonů) je rovněž zákonitá. To se projevuje mj. tím, že každá krajina má pouze určitý omezený sortiment typů ekosystémů a společenstev, nadaných specifickou úrovní stability podle předcházejících principů.



Obr. 18 Schematický transekt střední Evropou zhruba ve směru západ-východ a sever-jih, zobrazující současnou zonaci přirozené vegetace (Ellenberg 1978)

3.6.6. Zákonitosti „biogeografie ostrovů“

(princip dynamické rovnováhy biotického subsystému)

V krajině nejsou zdaleka přítomny všechny druhy organismů, které by zde mohly existovat. Příčiny tohoto jevu vysvětluje na topické úrovni synekologický princip (3.6.2), na chorické úrovni krajiny pak biogeografická teorie ostrovů (Mac Arthur et Wilson 1967). V této teorii neznamená slovo „ostrov“ jen kus suchého povrchu obklopený vodou. V každé krajině jsou jezera ostrovy v „moři“ souše, vrcholky hor ostrovy podnebí analogického poloze ve vyšší zeměpisné šířce a jako ostrovy jsou hodnoceny i enklávy půdotvorných substrátů s extrémními vlastnostmi, na nichž se ustalují zvláštní ekosystémy. Lesní mezery, kotlíky, paseky jsou hodnoceny jako ostrovy v moři stromů, a dokonce chráněná území přírody mohou být ostrovy v moři ekotopů zcela přetvořených lidskou činností.

Ve všech těchto případech platí, že druhové bohatství organismů na ostrově je určováno vztahem mezi imigrací a vymíráním a že se ustaluje jako dynamická rovnováha mezi oběma procesy v situaci, kdy přírůstek organismů reprodukci domácích populací plus imigrace zvenčí odpovídá zhruba tempu odumírání. Tento prostý princip biogeogra-

fické teorie ostrovů má pro teorii dynamické rovnováhy společenstev organismů základní význam, protože umožňuje řadu prognóz:

- 1/ Počet druhů na ostrově se časem ustaluje na úrovni, která je výsledkem nepřetržité dynamiky druhového bohatství, kdy některé druhy na ostrově vymírají a jiné imigrují.
- 2/ Velké ostrovy mají obvykle větší druhové bohatství než malé. Při překročení minimální velikosti ostrova se na něm nemůže ustavit druhově vyrovnané společenstvo, a tuto minimální velikost lze odhadnout.
- 3/ Druhové bohatství obvykle klesá s rostoucí vzdáleností nejbližšího ostrova.
- 4/ Druhové bohatství území, jež bylo ekologicky součástí přírodního kontinua, se přeměnou v malý izolovaný ostrov zákonitě snižuje. Pro trvalou existenci a rozvoj potřebuje takový ostrov zdroje k dosycování svého druhového inventáře z jiných ostrovů v přijatelné vzdálenosti; „přijatelná“ vzdálenost musí odpovídat biologickým vlastnostem jednotlivých druhů.

3.6.7. Zákonitosti uplatňování lidského vlivu (antropogenní princip)

Lidská činnost je – na osnově trvale působících přírodních zákonitostí – rozhodujícím organizujícím faktorem většiny ekosystémů současné krajiny. To, že ji uvádíme mezi předpoklady prognózování ekosystémů naposled, nesmí vyvolat dojem, že je poslední co do významu; její umístění plyne z toho, že šest výše uvedených principů se projevuje v kraji-

ně přírodní i člověkem zcela přeměněné. Lidský vliv se naproti tomu může uplatňovat v souladu s přírodními zákonitostmi, ale i v zásadním rozporu s nimi – pak se uplatňuje jako „informační šum“ zastírající projevy přírodních zákonitostí anebo suspendující je do role neblaze známých „vedlejších“ negativních účinků lidské činnosti na krajinu.

3.6.7.1. Antropogenní vlivy zvyšující ekologickou rozmanitost

Jestliže v přírodní krajině se projevuje tendence „jeden ekotop – jeden typ ekosystému“, pak v člověkem využívané krajině vzniká na jednom ekotopu tolik typů ekosystémů, kolik způsobů využívání zde člověk uskutečňoval. Lidský vliv brání vy-

lučování řady druhů „ranějších“ vývojových stadií ekosystémů v průběhu sukcese, a proto – pokud nezasahuje celou plochu ekotopu a pokud lidský vliv nepřekročí určitou intenzitu – stupňuje druhové bohatství krajiny.

■ Podrobněji je to doloženo na rostlinstvu v kap. 3.5.2. Lze to však doložit i pro jiné složky biotického subsystému, např. na rozrůzněnosti hnízdicích druhů avifauny v krajině

Banské Štiavnice, kde podle Turčeka (ex Rejmánek 1974) hnízdilo celkem 102 ptačích druhů:

Biotop	Počet hnízdicích druhů ptáků	z toho druhy, které nebyly zaznamenány v předchozích biotopech	Počet specifických druhů pro biotop
Jehličnaté lesy	52	0	5
Lištnaté a smíšené lesy	70	23	1
Paseky	13	7	1
Louky	5	3	2
Pole	7	0	0
Polní křoviny	25	6	4
Zahrady a sady	44	3	0
Skály a budovy	11	4	4
Vody	5	4	4

Vysoké druhové bohatství a vysoká nebo alespoň přijatelná stabilita tohoto bohatství v krajině využívané tradičními způsoby pramení z toho, že jen málo typů antropogenního narušování nemá obdobu v přírodních procesech. Nezaměnitelně antropogenního původu jsou svými účinky právě rozhodující soudobá narušení, která dnes postihují celý kontinent — průmyslové znečištění ovzduší a ap-

likace biocidů. Vůči těmto antropogenním ekologickým faktorům nemohly organismy a přírodní ekosystémy v průběhu své evoluce vyvinout žádné adaptivní nebo obranné reakce, a proto — na rozdíl od všech ostatních stresových vlivů — jsou vůči nim podle soudobých poznatků tragicky bezmocné (podrobněji viz kap. 5.6.).

3.6.7.2. Antropogenní vlivy snižující ekologickou rozmanitost (velkoplošně působící stresory)

Příčinou těchto vlivů je exponenciální růst energomateriálových toků v průmyslové společnosti, především rychlá spotřeba fosilních paliv. Nepůsobí významně déle než jediné století, takže jsou ve vývoji přírody naprostou novinkou: průmyslové znečištění ovzduší, skleníkový efekt zemské atmosféry, druhotné změny půdních vlastností a eutrofizace půd i vod. V prognózování těchto vlivů jsme na samém počátku a dosavadní zkušenosti ukazují na to, že jejich důsledky v naprosté většině případů podhodnocujeme. Dnes není pochyby o tom, že pokračování v dosavadních trendech by vedlo k neočekávaným změnám ekosystémů a v úhrnu k nepředstavitelné devastaci přírody i životního prostředí lidské společnosti.

Vznik počasí se řídí přírodními zákonitostmi pohybu vzdušných mas, ty však jsou v rostoucí míře znečišťovány produkty průmyslové civilizace. Ekologická krize kontinentálních rozměrů je výsledkem složité interakce znečištěného ovzduší a ekosystémů, přičemž jako stresory se synergicky s imisemi uplatňují rostoucí proměnlivost meteorologických situací, přístupnost živin (příliš mnoho nebo příliš málo), kyselé srážky z deště, mlhy nebo mraků, atmosférická depozice těžkých kovů, zvýšená koncentrace ozónu, oxidů síry a mnoha dalších škodlivin.

Pro úspěšné prognózování musíme nejprve odhadnout sumární efekt různé kombinace antropogenních, abiotických a biotických stresorů.



a



b

Obě podoby podmaččených smrčín jsou výsledkem lidské činnosti:

- a/ Vzorový stav z hlediska trvalosti produkce, zabezpečující maximální dosažitelnou odolnost porostu na těchto „rizikových“ ekotopech (Cíkháj, Žďárské vrchy)
b/ Úplná devastace ekosystému, přímá způsobená průmyslovým znečištěním ovzduší a dovršená přípravou ploch pro mechanizované zalesnění (těžební zbytky a půdní svršek shrnutý buldozerem do valů — Kálek, Krušné hory)
Tzv. racionální obnova lesa zde likviduje bylinné patro i humusem nejbohatší půdní horizonty a s nimi edafon — soubor půdních organismů včetně mykorrhizních hub, pomáhajících stromům čerpat půdní živiny a poutat vzdušný dusík.

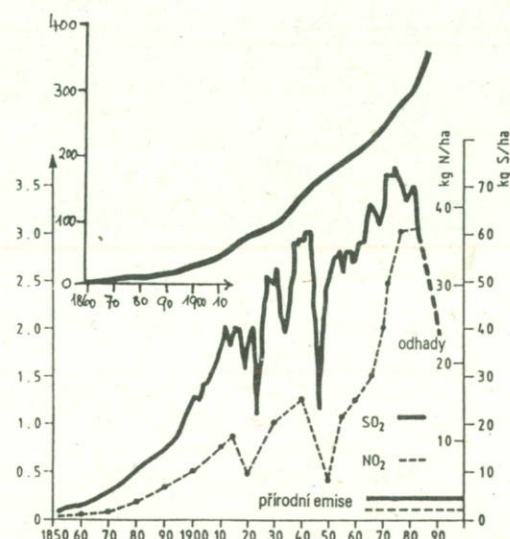
3.6.7.2.1 Přímé důsledky znečištění ovzduší na vegetaci

Prognózy imisní zátěže vegetace v Čechách a na Moravě vycházely prakticky jen z hodnocení vlivu oxidů síry (viz kritéria vymezování pásem ohrožení lesů imisemi a předpisy o náhradách za poškozování zemědělských kultur znečištěným ovzduším). Pokusy o komplexnější hodnocení byly spíše výjimkou. Ve skutečnosti existuje synergické působení s řadou zdrojů evidovaných škodlivin, např. s fluorem. Fluor patří svým zastoupením v celkové emisi na čtvrté až páté místo, ale co do fyto-toxicity je možno jej řadit na místo první; zvláště bohaté na fluor je hnědé uhlí Lužické pánve.

Je velmi nápadné, že horské lesy odumírají rychleji a při relativně nízkých koncentracích škodlivin v ovzduší, takže zonální smrčiny celé ČR jsou akutně ohroženy, nevýmaje relativně nejčistší oblasti, jako je Šumava. Naproti tomu v nížinách přezívají lesy i při relativně vysokých koncentracích škodlivin. Také proto se hledají další spolupůsobící

vlivy, aniž by o jejich závažnosti bylo zatím dosaženo jednotného mínění odborné veřejnosti. Byly předloženy více než dvě desítky hypotéz o příčinách odumírání lesů (např. spolupůsobení dalších škodlivin jako NO_x , HCl , HF , fotochemického smogu, ozónu vznikajícího vlivem ultrafialového záření ve znečištěném horském vzduchu, toxických těžkých kovů a sloučenin hliníku uvolňovaných vlivem imisí v půdě, deficit vápníku, manganu a draslíku, narušení transportu asimilátů v rostlinách, omezený příjem živin v důsledku odumírání mykorrhiz apod.).

Mechanismus odumírání lesů není dodnes spolehlivě vysvětlen, což spolu s nárazovým výskytem katastrofických škod ztěžuje prognózování. Mimo veškerou pochybnost však je, že hlavním určujícím faktorem (stresorem) jsou emise plyných škodlivin z průmyslových zdrojů a dopravy a jejich depozice v ekosystémech.



Obr. 19 Vývoj roční emise síry a dusíku v letech 1850–1990 na území bývalé SRN a potenciální acidifikační efekt této emise (Ulrich 1990)

Oba dolní polygony zachycují emise SO_2 a NO_x jako hlavních kyselinotvorných látek (s výraznými poklesy v období válek a hospodářských krizí). Lepší vypočítací schopnost než celková emise (milionů tun za rok na levé svislé stupnici) má hodnota vztažená na plošnou jednotku (tzv. měrná emisní hustota přepočtená na kg/ha) na pravé svislé ose.

Horní křivka vznikla součtem obou dolních polygonů a přepočtem na potenciální acidifikační efekt (kmol H^+ na 1 hektar celkem) za sledované období.

Bývalá ČSSR přistoupila v roce 1985 na mezinárodní úmluvu 19 států o dálkovém přenosu škodlivin z roku 1979 a tím se zavázala snížit emise oxidů síry do roku 1993 (resp. s odkladem do roku 1995) o 30 % oproti stavu v roce 1980. Splněním tohoto požadavku, označovaného za „velmi náročný“, by se vnitrostátní emise dostaly zhruba na úroveň začátku sedmdesátých let, kdy u nás již docházelo k prudkému nárůstu odumírání lesů. Poněvadž Polsko do „klubu 30 %“ nevstoupilo, muselo se z této strany počítat s růstem emisí v celém řetězu sudetských pohoří a v Beskydech.

Navazující rozsáhlý program odsiřování největších zdrojů znečištění ovzduší a výstavby jaderných elektráren (jako náhrady za tepelné elektrárny – hlavní zdroje emise síry) nebyl plněn a ještě po listopadu 1989 „Modrá kniha“ ministerstva životního prostředí ČR (Moldan a kol. 1990) uváděla, že „závazek bezpochyby nebude splněn ani v odloženém termínu do roku 1995“.

Ale také tyto předpoklady se prudkými socioekonomickými změnami ve státech opouštějících totalitní zřízení zhroutily a zdá se, že se mění (zcela výjimečně) v ekologické pozitivní směr: Podle některých ekonomů lze pro ČR očekávat – souběhem ekonomické transformace a strukturálních změn spotřeby elektřiny (zvýšení podílu jaderné energetiky) – kolem roku 1995 pokles emise oxidů síry z velkých zdrojů zhruba na polovinu, v případě předpokládané výstavby odsiřovacích zařízení dokonce až na 40 % stavu z roku 1989. Tyto emise se podílely na depozici síry na území ČR v roce 1985 ze 45 %, NO_x dokonce z 81 %; zbytek depozice z velkých zdrojů připadal na zdroje zahraniční (Moldan a kol. 1990).

V kontinentálním měřítku lze v historicky krátké době očekávat výrazný pokles kyselé depozice, a to jako výsledek opatření vlád některých vyspělých evropských států, která jsou založena na mezinárodních dohodách. Tak 12

3.6.7.2.2 Důsledky kyselé depozice na lesní půdy

Emitované sloučeniny (především oxidy síry SO_2 a dusíku $\text{NO} + \text{NO}_2$) procházejí v ovzduší řadou chemických reakcí, jejichž konečným produktem jsou siranové a dusičnanové anionty. Je-li přítomen dostatek kationtů pro tvorbu solí, jsou tyto anionty neutralizovány. Pokud však je ve znečištěném ovzduší naprostá převaha aniontů, neutralizovány nejsou a stálý dostatek vody v ovzduší pak umožňuje vznik silných kyselin – sírové a dusičné. Vznikají kyselá deště.

Ve střední Evropě se kyselost srážek (koncentrace vodíkových iontů, jejichž záporný logaritmus je číslo pH) za poslední čtyři desetiletí zvýšila řádově 10 až 100krát (odpovídá snížení čísla pH o 1 až 2). Kyselá deště vykazují v důsledku dálkového pře-

statů Evropského společenství přijalo v roce 1988 směrnici o dalším celkovém snížení emise oxidů síry z velkých zdrojů (o výkonu nad 50 MW) do roku 2003 o 57 %. Tento program je již plněn a v některých státech (např. v Německu) překračován.

Trendy emise a se značnou opatrností i kumulativní depozice ve střední Evropě lze posoudit z časové řady 1850 až 1990, sestavené za území bývalé SRN (obr. 19). Za vlastní území takový podklad zatím postrádáme a při srovnávání různých podkladů se absolutní hodnoty rozcházejí často až řádově. Pro orientaci lze uvést, že v roce 1985 mělo 53 % celkové depozice síry pocházet z domácích, 47 % ze zahraničních zdrojů (z bývalé NDR 14 %, z bývalé PLR 11 %). Tehdy byla průměrná atmosférická měrná depozice síry v býv. SRN $2,9 \text{ t/km}^2$, v býv. ČSSR $5,3 \text{ t/km}^2$; dusíku v býv. SRN $1,6 \text{ t/km}^2$, v býv. ČSSR $1,0 \text{ t/km}^2$ (Moldan a kol. 1990).

Zatím se zatížení mnoha krajín ČR průmyslovými imisemi setrvale vyznačuje chronickým působením relativně nízkých koncentrací oxidů síry i dusíku. Podle teorie stresu (viz kap. 6) je nutno počítat přinejmenším s dalším nárůstem poškozování smrkových lesů.

Protože však potrvá desetiletí a možná staletí, než poklesne znečištění akumulované v půdách, budou ekosystémy dále zatěžovány i v neoptimističtější variantě vývoje emisí. Nevíme, zda a do jaké míry se tento proces zpomalí, ale hranice odolnosti některých ekosystémů pravděpodobně překročí. Hlavní problém se posune od nárazového odumírání lesních porostů spíše k „plíživé“ degradaci lesních půd.

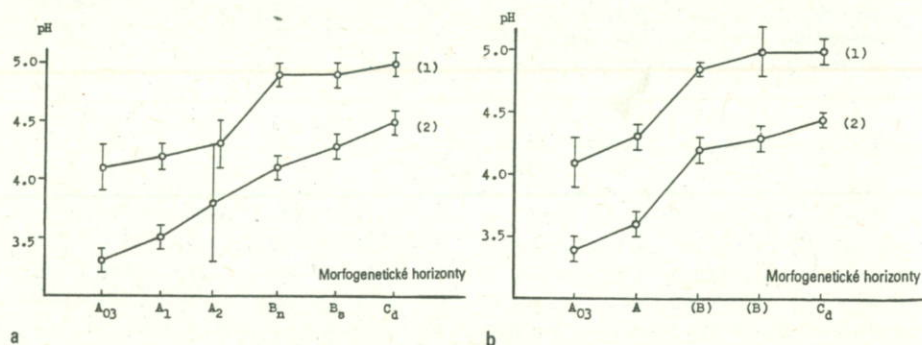
nosu emisí na evropském kontinentu vcelku vyrovnanou velkoplošnou distribuci bez zjevné závislosti na areálech extrémního znečištění ovzduší. Přesto jejich podíl na okyselování prostředí značně kolísá. Zatímco v horských oblastech dosahuje tento podíl na celkové kyselá depozici nejméně 4/5, v silně znečištěných nížinných oblastech je to i méně než 1/4 (Moldan 1985). Zbytek celkové kyselá depozice je tvořen mikroskopickými až submikroskopickými částicemi pevného i plyného znečištění, které se usazují na povrchu – tzv. suchý spád z plynů, aerosolů a mlh.

Suchý spád ulpívá na povrchu vegetace, který je v případě lesa přibližně 10–15 (20) násobkem povrchu půdy bez vegetace, a jeho proplachová-

ním z povrchu asimilačních orgánů a větví se na lesní půdu dostává srážková voda ještě podstatně kyslejší než na volné ploše. Proto jsou lesní půdy ohroženy okyselením daleko více než půdy zemědělské; jednak je zachytitý povrch zemědělských kultur menší, jednak mohou být vlastnosti orných půd každoročně upravovány agrotechnickými zásahy.

Určitý rozsah okyselení (acidifikace) je zákonitým důsledkem existence ekosystémů, neboť životními procesy v půdě vznikají slabé kyseliny. Vyluhování a acidifikace jako přírodní procesy probíhají velmi pomalu, ale k narušení rovnovážného stavu jimi může dojít i bez lidského vlivu (vyluhování působením kyseliny dusičné a sírové, akumulací či rozkladem humusu, vyluhováním nitrátů, porušením vyrovnané relace mezi mineralizací dusíku a jeho příjmem vegetací). Při kyselé depozici z průmyslových zdrojů však vstupují do půd silné kyseliny a proto acidifikace probíhá velmi rychle. Zkyselující vstupy se v půdě projevují v dvojím směru: jednak růstem zastoupení volných iontů H^+ , jednak poklesem zastoupení bazí, zejména minerálních živin K, Ca a Mg v rostlinám přístupné formě.

Podle horního grafu na obr. 19 (str. 96) byla na území bývalé SRN od začátku industriální epochy emitována (a v půdách deponována) polovina zkyselujících vstupů po roce 1950, celá třetina až po roce 1969. Toto množství po-



Obr. 20 Změny hodnot pH (H_2O) pod smrkovými porosty Beskyd za období 1952–55 – grafy (1) a 1983–84 – grafy (2) v genetických horizontech (a) humuso-železitých podzolů a (b) hnědých lesních půd (Klimo et Kulhavý 1984)

Označení základních morfogenetických horizontů:

- A₀ nadložní humus
- A₁ obohacený humózní horizont
- A₂ ochuzený (eluvialní) humózní horizont
- B základní souvrství
- C_d drť půdotvorného substrátu

dle Ulricha odpovídá 1200 až 6800 kg/ha výměnného vápníku a manganu, které byly od začátku industriální epochy vyplaveny z půd, pokud nejsou přechodně zadržovány v půdě, a to většinou ve formách nepřístupných rostlinám.

Ještě půdní rozbor z třicátých let ukazují, že v hloubce okolo 40 cm pod povrchem byla nízká nasycenost lesních půd bazemi výjimkou vcelku nezávisle na typu ekosystému a na převládající dřevině. Takovou výjimku tvořily smrčiny v Rudohoří, což Ulrich spojuje s časovým předstihem kyselé depozice z průmyslových zdrojů v Sasku. Také na české straně Rudohoří vykazovaly půdní rozbor průzkumu lesů v padesátých letech nižší hodnoty pH než v kterékoli jiné lesní oblasti Čech a Moravy (ačkoliv v té době bylo emitováno jen řádově do 40 % celkového úhrnu zkyselujících látek).

Proto nemůže překvapit, že po 20 až 50 letech obnovené půdní analýzy lesních půd ve střední Evropě i ve Skandinávii udávají většinou statisticky vysoce významný pokles pH a nasycenosti bazemi. Důsledkem je pronikavé zhoršení minerální výživy rostlin v kořenovém prostoru stromů (zejména přístupného Ca a Mg).

Tak v Moravskoslezských Beskydech (kde výrazné odumírání lesních porostů začalo až v roce 1978) porovnávali Klimo a Kulhavý (1984) změny pH ve statistickém souboru shodných půdních profilů ve zhruba 30letém odstupu a zjistili vysoce průkazné rozdíly:

Pro účely prognózování musíme nejprve odhadnout odolnost půd vůči acidifikaci a porovnat roční depozici na konkrétní lokalitě se schopností půdy tlumit tento vstup do půdy fyziologicky neškodným způsobem. Zde nabývá nového významu starý půdoznalecký výraz „pufrační schopnost (ústojnost nebo ustojivost) půd“, který vyjadřuje schopnost neutralizovat část vodíkových iontů, udržovat tím kyselost v normálu a odolávat náporu acidifikace do vyčerpání specifických pufrčních mechanismů. Ty jsou v širokých mezích limitovány větráním matečné horniny dané půdy, ale v rámci těchto limitů hraje významnou roli aktivita půdních organismů (jejich dýchání, rozklad odumřelých organické hmoty v půdě, sumárně humusová forma jako výraz životní aktivity rozkladačů v ekosystému) schopných měnit chemický stav prostředí. Proto je „ustojivost“ vlastně půdoznalecký výraz pro ekologickou stabilitu půdního subsystému. Selhání tlumivých schopností půdy se projevuje stupňovitě – v určitých intervalech pH – výraznými změnami ekologických vlastností půd: změnami pokrývného humusu, nedřevnaté vegetace, biologického koloběhu živin a také odumíráním dřevin.

Hlavním, i když ne jediným kritériem pufrční kapacity půd je její aktuální acidita, vyjádřená číslem pH (H_2O). Každý půdoznalec potvrdí, že tato hodnota během roku značně kolísá. Chemický stav půdy není žádná statická veličina, ale mění se v závislosti na biologické aktivitě kořenů rostlin a půdních organismů, která opět koreluje s chodem počasí. Toto kolísání se projevuje mj. změnami půdních roztoků. V půdách vysoce nasycených bazemi jsou vztahy živin, bazí a kyselin v půdním roztoku stabilizovány reakcemi s výměnnými zásobami půdy. V kyselých půdách s nízkým nasycením bazemi je tato tlumivá schopnost silně omezena. Nárazové posuny v mineralizaci, způsobené zejména suchým a teplým počasím, mohou za těchto podmínek vést k vzestupu koncentrace vodíkových anebo hliníkových iontů v půdním roztoku, trvajícím týdny i měsíce. Takový nárazový posun účinkuje na kořeny a jejich funkce (příjem vody a živin), na jejich vitalitu a regenerační schopnost jako chemický stresor.

Při chemickém stresu tak může v půdním roztoku docházet ke koncentraci vodíkových anebo hliníkových iontů a k nepříznivé relaci mezi kyselinami a bazemi, které mohou poškozovat kořeny rostlin, dřeviny nevyjimaje. Charakteristickým důsledkem takového stavu je po desetiletích ústup jemného kořání dřevin do humózního svršku půd,

tedy omezování jejich fyziologicky účinné hloubky. To bylo pozorováno ve třicátých letech na druhotně zamokřovaných půdách, dnes to lze najít i na půdách normálních, nezamokřených. Při plytkém kořenovém systému a poškození jemného kořání vznikají pro dřeviny problémy s příjmem vody a živin, což chemický stres dále vyhorcuje.

Jestliže však kyseliny v půdním roztoku mohou reagovat s jinými látkami tak, že kyselost je tlumena a klesá (pH stoupá), je chemický stres tlumen. Tlumivá pásma půd lze rozlišovat podle specifických reakcí kyselin s bazemi, závislých na zastoupení iontů v půdním roztoku, podle ucelené teorie půdoznalce Bernharda Ulricha z univerzity v Göttingen takto (Ulrich 1983):

1. **Uhlíkatové pásmo** vyrovnává přísuny H^+ kationtů na přechodu mezi zásaditou a kyselou reakcí (okolo pH 7) výlučně v půdách s volným uhlíkatým vápenatým ($CaCO_3$), který je rozpouštěn za vzniku disociovaného hydrouhlíkatu vápenatého $Ca(HCO_3)_2$. Ten je vyplavován prosakující vodou, půda se obvykle postupně odvápnjuje (výjimku tvoří půdy, v nichž větrání substrátu zabezpečuje trvalý přísun $CaCO_3$) a dává v krajině vznik tvrdým podzemním vodám.

2. **Silikátové pásmo** nastupuje v půdách bez volného uhlíkatu vápenatého (buď byl vyplaven nebo ve zvětralínách matečné horniny není obsažen) při pH okolo 6,2. Vodíkové kationty jsou vázány na uvolňované alkalické kationty (vápníku, hořčíku, draslíku) z půdních křemičitanů, které tím vytvářejí druhotné jílové minerály. Jakmile pH klesne pod 5,5, nastávají poruchy ve výživě kulturních rostlin a efekt dodaných minerálních hnojiv se snižuje. Pro lesní půdy však představuje silikátové tlumivé pásmo ekologicky optimální stav, při němž se stano- višti odpovídající spektrum dřevin a půdní vegetace vyvíjí bez narušování půdním prostředím, půda je schopna tlumit dočasně vznikající narušení vazeb v koloběhu iontů (např. nárazové posuny mineralizace), zapojit z ovzduší deponované živiny do koloběhu látek v ekosystému a do značné míry i paralyzovat škodliviny odtud přicházející.

Prosakující vody zůstávají chudé na minerální látky, podzemní vody v krajině jsou měkké.

3. **Výměnné pásmo** se při pH nižším než 5 vyznačuje tím, že kyseliny vstupující do půdy zvenčí uvolňují z jílových minerálů kationty hliníku (Al^{3+}), které samy o sobě působí jednak jako slabá kyselina, jednak jsou toxické pro mnoho druhů rostlin a podstatnou část půdních organismů. Nízkou toleranci

vůči kyselosti mají některé bakterie, „ušlechtilé“ listnáče, mnoho bylin a některé traviny. Protože však hlavní hospodářské dřeviny snášejí kyselé prostředí dokonale, zahrnuje výměnné pásmo stále ještě ekologicky příznivé lesní půdy (byť se snižou resiliencí vůči změnám chemického stavu).

Ve výměnném tlumivém pásmu vznikají složité komplexy aluminiumhydroxykationtů, které po určité dobu vyrovnávají nárůst koncentrace H^+ iontů. Po dosažení určité rovnováhy v půdním roztočtu jsou přítomny volné kationty H^+ i Al^{3+} , ale i slabě kyselé kationty železa, manganu a jiných těžkých kovů.

4. Pásmo hliníku nastupuje při pH okolo 4,2 a kyseliny jsou v něm pufovány uvolňováním hliníkových kationtů za přítomnosti hydroxidu železitého $Fe(OH)_3$ při vzniku organických komplexů. V půdě přibývá toxických látek, živiny jsou vyplavovány z kořenového prostoru nebo vázány do rostlinám nepřístupných forem. Zastavuje se nitrifikace (bakteriální oxidace čpavku NH_3 na formy dusíku využitelné rostlinami).

Dominantní rostliny patří ke druhům odolným proti stresu podle Grima (viz kap. 3.5.4.3), schopným odolávat narušování kořenového systému toxickými látkami uvolňovanými do půdního roztočtu. Postupnou acidifikací celých půdních profilů dlouhodobou depozicí SO_2 a NO_3 byly podle Ulricha (1986) celé rozsáhlé lesní oblasti Evropy převedeny z původního silikátového až do hliníkového pufracího pásma.

5. Pásmo železa lze charakterizovat hodnotami pH 3,8–3,0, při nichž je působení kyseliny vstupující do půdy (nebo v ní vznikající) tlumeno rozpouštěním oxidů železa, uvolňováním Fe^{3+} , jeho migrací v profilu, vybělením půdy a destrukcí jílové frakce. Živiny jsou vyplavovány do spodních horizontů, půdní svršek šedne až červená od přítomných oxidů hliníku a železa. Půdní život je drasticky omezen, takže se organická hmota hromadí na povrchu půdy jako surový humus.

Jakmile zatížení půdy kyselou depozicí překročí specifickou pufrací kapacitu daného tlumivého pásma, půda se okysluje a přechází do tlumivého pásma s vyšším pořadovým číslem. Schematický půdorys situace narysoval Ulrich (1983) pro území bývalé SRN takto: depozice zkyselujících lá-

tek pod listnáči mezi 1,6 a 3,2 kmol/ha/rok, pod jehličnami mezi 2,0 a 5,3 kmol/ha/rok. Jen na vápnitých půdách v uhličitánovém tlumivém pásmu je k dispozici množství bázi, které jsou dlouhodobě schopny tlumit bilancované množství zkyselujících látek, které do půdy vstupují s kyselou depozicí. Žádné z ostatních tlumivých pásem již není vybaveno neutralizujícími složkami, které by mohly zabránit – podle minerální síly podkladu pomalejší či rychlejší – acidifikaci. S tím je spojeno vymývání živin jako vápníku, hořčíku, draslíku.

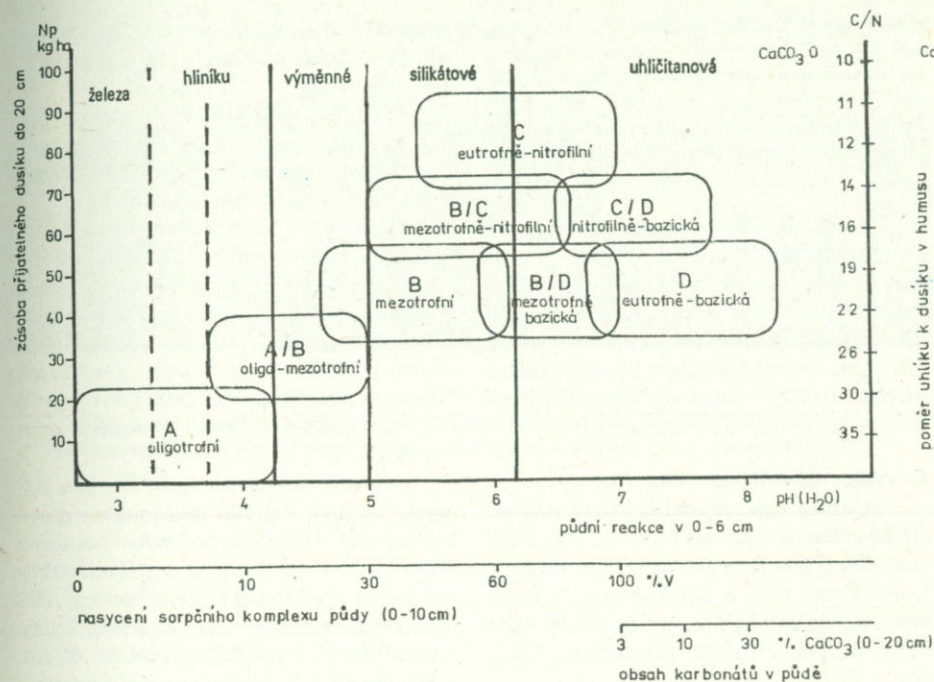
Je však prokázáno, že další častou příčinou porušení vyrovnávacích relací v koloběhu iontů je variabilita počasí. Celý proces je do jisté míry reverzibilní: Jestliže jsou silné kyseliny přeměňovány na slabší, vyvolávají menší koncentraci H^+ iontů a odpovídající zvýšení pH. Při časově kolísající kyselé depozici kolísá podle Ulricha mnoho lesních půd mezi sousedními tlumivými pásmy, např. mezi silikátovým a výměnným nebo mezi výměnným pásmem a pásmem hliníku.

Kyselost půdy je nutným, nikoliv však postačujícím znakem příslušnosti k určitému tlumivému pásmu. Ve vodní suspenzi zjištěné pH (H_2O) přináší základní rámcovou informaci o chemickém stavu půdy a tím i o tlumivém pásmu, v němž se půdní horizont v době měření může nacházet. Kyselost půdy je rovněž jedním z rozhodujících kritérií příslušnosti k trofickým řadám Zlatníkova geobiocenologického systému (Zlatník 1967*), přičemž dalšími znaky jsou mj. charakteristická druhová kombinace druhů společenstva a výčet půdních subtypů. Ekologicky rozhodující vlastnosti trofických řad (zásoba přijatelného dusíku, nasycení sorpčního komplexu, kvalita humusu vyjádřená humusovou formou a poměrem C/N) shrnul Ambros (1988).

Konfrontace obou třídění tak umožňuje vzdelanému lesníkovi, geobotanikovi, pedologovi či krajinnému ekologovi odhadnout všechny varianty tlumivých pásem půd, které se na konkrétní lokalitě pod vlivem kyselé depozice mohou vyskytovat (obr. 21).

Z rámcové charakteristiky tlumivých pásem půd plyne, že lesní ekosystémy s půdami

– v 1. uhličitánovém tlumivém pásmu (a na eutrofně-bázické trofické řadě D) budou kyselou depozicí prakticky sotva dotčeny;



Obr. 21 Srovnání vlastností půd v trofických řadách Zlatníkova geobiocenologického systému (Ambros 1987) s tlumivými pásmy půd podle Ulricha (1983)

- v 2. silikátovém tlumivém pásmu (a na minerálně chudších půdotvorných substrátech mezotrofní řady B) mohou i za pouhých desetiletí přejít (a běžně přecházejí) do 3. výměnného pásma;
- v 3. výměnném tlumivém pásmu (a v oligo-mezotrofní trofické meziřadě A/B) bývají půdy labilní a pod vlivem kyselé depozice degradují v poměrně krátkém čase;
- v tlumivém pásmu 4.-hliníku a 5.-železa (a v oligotrofní řadě A) jsou půdy velmi labilní a kyselá depozice na nich může vést už po desetiletích k zániku existenčních podmínek lesního ekosystému.

Schopnost překonávat chemický stres z kyselé depozice fyziologicky neškodným způsobem (např. reverzibilní výměnou iontů v půdním roztočtu) označuje Ulrich jako elasticitu (anglicky resilience). Půda s vysokou resiliencí je schopna např. vrátit se po značných klimatických výkyvech poměrně rychle do původního příznivého stavu. Půda s nízkou resiliencí může při stejném zatížení podlehnout chemickému stresu a změnit své vlastnosti trvale.

■ Ve světle této teorie lze rekonstruovat život současných kulturních smrčů ve střední Evropě na průměrných stanovištích za rostoucí kyselé depozice ve třech stádiích:

1. V půdách 2. silikátového a 3. výměnného tlumivého pásma (s nasyceností sorpčního komplexu nad 15 %) rostly kořeny smrku (vysloveně mělkokořenné dřeviny) nejméně do metrové hloubky. Celý profil byl hustě prokořeněný. Růst byl limitován zásobou přístupného dusíku.
2. Zásoby bázi Ca, Mg byly vyluhovány z kořenového prostoru a v jeho spodní části začal působit chemický stres. Resilience ekosystému klesla na úroveň 3. výměnného tlumivého pásma. To lze poznat podle toho, že ve spodině zůstávají kořeny dřevin s velmi malým nebo omezeným zastoupením kořenového vlášení nebo tam (v pokročilejší fázi) jsou odumřelé zbytky kořenů – důkazy, že kořenový systém se zde vyvíjel, ale ustoupil. Ústup prokořenění je urychlován acidifikačními nárazy v suchých a teplých letech.
3. Půda se posunuje do 4. hliníkového tlumivého pásma. Jemné kořání se omezuje na půdní svršek, obohacovaný rozpuštěnými organickými substancemi z povrchového humusu. Ty se slučují na půdách ve 4. tlumivém pásmu hlavně s ionty Al a brání projevům jejich toxicity. V časném ja-

* Trofická řada – nadstavbová jednotka skupin typů geobiocenů podle vztahu stanoviště k minerální výživě. Trofické řady jsou význačné podobnými ekologickými projevy chemismu půdotvorných substrátů (matečných hornin), jejichž důsledkem v půdě jsou odlišné mikrobiální procesy a zásadní odlišnosti v rozkladu organické hmoty.

ru (kdy regenerace kořínků je omezena nízkou teplotou) začínají smrky shazovat jehličí, aby přizpůsobily transpiraci omezenému čerpání vody kořenovým systémem. Acidifikační náraz v teplém a suchém roce může tento proces urychlit, chladné a vlhké roky mohou kyselý stres v kořenovém systému omezit a umožnit regeneraci chřadnoucích stromů.

Resilienci lesních půd podle tlumivých pásem a podle rámcově definovaných vývojových fází na terestrických ekotopech ve střední Evropě shrnul Ulrich (1989) do schématu, které může být v jednotlivostech předmětem diskuse, avšak poprvé přináší možnost alespoň semikvantitativních výpovědí o trvání jednotlivých fází vývoje lesních půd a ekosystémů pod vlivem kyselé depozice:

A/ Vysoce resilientní lesní ekosystémy

(resilience bude tím větší, čím menší jsou lesní části postižené rozkladem humusu a čím rychleji ekosystém přejde do fáze s akumulací humusu)

1. uhličitánové nebo 2. silikátové tlumivé pásmo vyznačující se příznivým stavem po několika staletí až tisíciletí, event. relativně krátkodobě přerušovaným:

- fázi desintegrace humusu (možný přechod do 3. výměnného tlumivého pásma) po léta, desetiletí i více než století, nebo
- fázi agradační s akumulací biomasy i humusu (nestabilní, ale progresivní stav) po desetiletí až století k 2. event. 1. tlumivému pásmu.

B/ Relativně slabě resilientní lesní ekosystémy

(na půdách dobře zásobených silikáty návrat k A) možný)

3. výměnné nebo 4. hliníkové tlumivé pásmo, vyznačující se zkyselováním kořenového prostoru a tvorbou refugií rozkladačů v pokryvném humusu; trvá po řadu desetiletí a má nejširší škálu možných

přechodů, pod vlivem kyselé depozice je však nejpravděpodobnější přechod do tzv. kryptopodzolizační fáze (viz dále).

C/ Velmi slabě resilientní lesní ekosystémy

(chemický stres může vést k zániku existencí podmínek lesa, ale na půdách dobře zásobených silikáty návrat k B) možný)

4. hliníkové nebo 5. železité tlumivé pásmo:

- buď podzolová fáze na půdách primárně nenasycených bázemi, kde je tlumivé pásmo (5) omezeno na půdní svršek (A-horizont) a trvá po staletí,
- nebo kryptopodzolizační fáze pod vlivem kyselé depozice, kde je tlumivé pásmo (4) nebo (5) v celém půdním profilu a trvá nanejvýš jedno století.

Podzolová i kryptopodzolizační fáze jsou ekologicky obdobné, mají však zcela rozdílnou genezi a trvání. Obě fáze mohou pod vlivem pokračující kyselé depozice vyústit v zánik existencí podmínek lesa a v jeho náhradu ekosystémem typu rašelinné louky, vřesoviště nebo subalpínské tundry. Přechod těchto náhradních společenstev do sukcesní „deacidifikační“ fáze vývoje půd a ekosystémů je teoreticky mimo pochybnost (mobilizací bází, rozkladem surového humusu anebo větráním silikátů). O potřebných časových rozpětích však dnes nemůžeme na základě empirických poznatků vědět téměř nic.

Obecně (a tudíž schematicky) platí, že pro posun půdy do ekologicky příznivějšího tlumivého pásma není rozhodující jen zvyšování pH, ale také paralelní trvalé zvyšování zásob přístupného dusíku a zlepšování kvality humusu (snížování poměru C/N). Na tom se může (mimo vápnění a kvalitní organický opad) významně podílet také antropogenní depozice dusíku.



Lesní půdy Krušných hor vykazovaly už v třicátých letech zřetelně vyšší kyselost než na obdobných ekotopech jiných lesních oblastí. Vedle dlouhodobého působení průmyslových imisí však zde k zániku lesa v sedmdesátých letech výrazně přispěla technokraticky prosazovaná snaha o „záchranu dřevní hmoty“.

V krajině s půdami přehnojovanými dusíkem jsou liniové prvky trvalé zeleně tvořeny několika málo ruderalními druhy a stromy v nich často hynou. V extrémních případech jsou vodní zdroje kontaminovány dusičnany do té míry, že pitná voda musí být nákladně přiváděna nebo dokonce přivážena. Současná „anonymní“ krajina kdekoliv v pahorkatině.



3.6.7.2.3 Antropogenní stres z přebytků dusíku — důsledek eutrofizace půd a vod

Intenzifikace zemědělství s vysokými dávkami dusíkatých hnojiv je hlavním faktorem změn v druhové skladbě nelesních společenstev. Ale i v lesích se v posledních desetiletích projevuje (paralelně s acidifikací) paradoxně velkoplošná eutrofizace, která může mít příčinu jen v průmyslových imisích.

Během posledních 20 let vzrostla u nás spotřeba dusíkatých hnojiv více než čtyřnásobně. Do půdy se tak dostávalo mnohem více dusíku, než mohou rostliny spotřebovat. Používání nadměrných dávek dusíkatých hnojiv eutrofizuje půdy a zvyšuje šance pro ruderalní druhy (s konkurenčně-ruderalní strategií podle Grima, viz kap. 3.5.4.3), zatímco jiné, zejména oligotrofní druhy jsou vytlačovány a mizejí. Vznikají druhově extrémně chudá společenstva s dominancí bujně rostoucích ruderalních nitrofilů: Každý je zná z okrajů polních cest, kde kopřivy a pýr nahradily druhově pestrá lemová společenstva. Nejsilněji ruderalizované jsou polní meze orientované ve směru vrstevnic a břehové porosty potoků protékajících polní trati; vztah ke splachování dusíku z okolí je zde zcela evidentní. Hašková (1991) podrobně zkoumala 7 km² zemědělské krajiny na Černokostecku a zjistila, že druhově nejbohatší společenstva tohoto velkoplošně eutrofizovaného prostředí jsou ta, která rostou na lokalitách s nejnižší fytoindikační hodnotou pro obsah dusíku v půdě, ačkoli v přirozených trofických poměrech by tomu bylo bezpečně naopak.

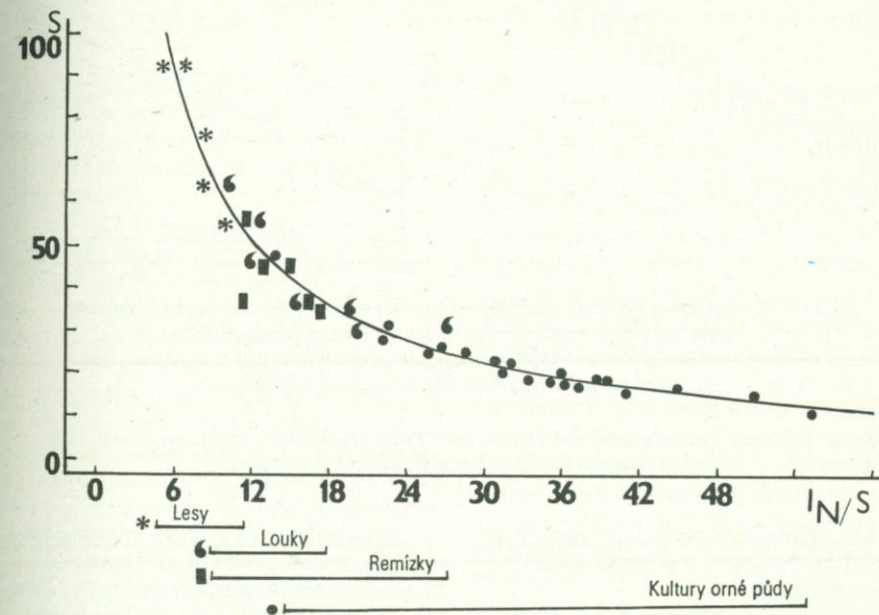
■ Jako hrubý orientační údaj o průměrné emisi dusíku pro území bývalé SRN v roce 1984 propočtl Ellenberg jun. (1985) průměrnou hodnotu 40 kg N/ha/rok. Ulrich (1983) udává naměřené hodnoty mezi 20 a 68 kg N/ha/rok. Hnojení orných půd používá (jako náhradu ztrát dusíku sklizní a vyplavování nitrátů) pro dosažení trvale vysokých výnosů 120–200 kg N/ha/rok. Toto srovnání ukazuje, že vstupy dusíku atmosférickou depozicí rozhodně nejsou ekologicky zanedbatelnou veličinou: Nejpозději během dvou až deseti let se na každý čtvereční metr povrchu půdy (tedy na lesy, oligotrofní rašeliny, louky i na kterékoli chráněné území přírody) dostává s průmyslovými imisemi množství dusíku odpovídající plnému zemědělskému hnojení.

To způsobuje nejen chemický stres mnoha nelesních ekosystémů s převahou oligotrofních druhů, ale také často jejich zánik. Z rozdělení ohrožených druhů rostlin a druhů „ostatních“ podél gradientu kyselosti plyne podle Ellenberga ml. (1985), že acidifikace sama o sobě má menší vliv na změny druhové skladby ekosystémů střední Evropy, než se dosud (pod vlivem Ulrichovy teorie o příčinách chřadnutí a odumírání lesů, prezentované v předchozí kap.) předpokládá.

Zatím ojediněle Ellenbergovo šetření dovozuje zobecnit, že z hlediska existenčních podmínek pro přirozená společenstva je dnes veškerý zemědělský půdní fond pod vlivem chemického stresu z přebytků dusíku. I když je prokázáno, že podstatná (možná nadpoloviční) část dusíku z dodaných

hnojiv byla vyplavována, o dalším vývoji dusíkatého hnojení (jako i celého našeho zemědělství) mů-

žeme mít v ČSFR roku 1991 jen zcela mlhavé představy.



Obr. 22 Závislost mezi druhovým bohatstvím vyšších rostlin v plošných vegetačních útvech zemědělské krajiny u Kostelce n. Černými lesy (o. Kolín) a fytoindikační hodnotou stanoviště pro dusík podle Ellenberga (Hašková 1991).

S — celkový počet druhů vyšších rostlin

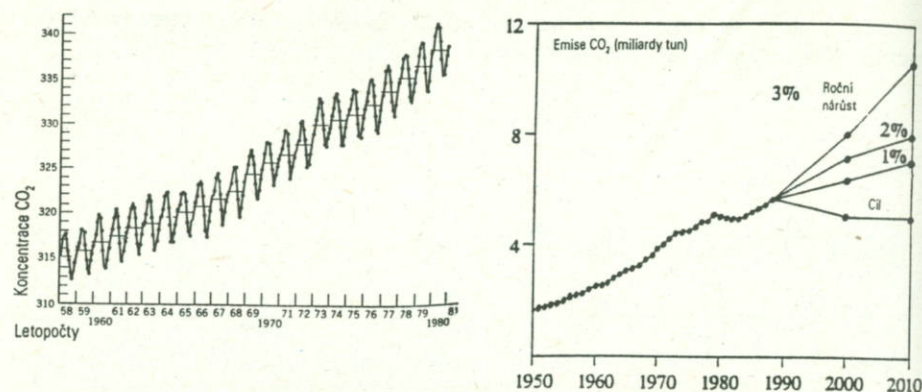
I_N — indikační hodnota rostlin na lokalitě pro obsah dusíku v půdě

3.6.7.2.4 Důsledky oteplování atmosféry Země na ekosystémy

Pro úvahy o mechanismu globálního oteplování zemské atmosféry je klíčovým pojmem tzv. **skleníkový efekt**. Vyjadřuje skutečnost, že atmosféra Země zadržuje část dlouhovělného záření přijatého ze Slunce, a díky tomu byla Země zatím zhruba o 33 °C teplejší, než by byla bez své specifické atmosféry (průměrná teplota povrchu 15 °C namísto -18 °C). Skleníkový efekt závisí od obsahu vodních par, ozónu, kyslíku uhlíkatého (a tří dalších méně významných plynů) v atmosféře Země.

Do roku 1850 nepřesahoval obsah CO₂ v ovzduší 290 částic na milion (= ppm), ale do roku 1990 stoupl na 359 ppm; více než polovina tohoto vzestupu proběhla po roce 1950.

Existuje naprostá shoda v posuzování příčin rostoucí koncentrace CO₂: Jsou jimi spalování fosilních paliv (uhlí a nafty) a vypalování tropických lesů, které uvolňuje do zemské atmosféry zvyšující se kvanta CO₂, vázaného dosud v rostlinných tkáních (fosilizovaných i živých). Pro seriózní prognózy ekologických důsledků budoucího oteplování musíme mít představu o budoucích koncentracích plynů, které jsou nositeli skleníkového efektu. Světová meteorologická organizace Spojených národů (WMO) zpracovala čtyři scénáře, vázané na různá opatření v oblasti emise CO₂, žádný z nich však nepočítá do roku 2100 s poklesem koncentrací CO₂ jako rozhodující složky skleníkového efektu.



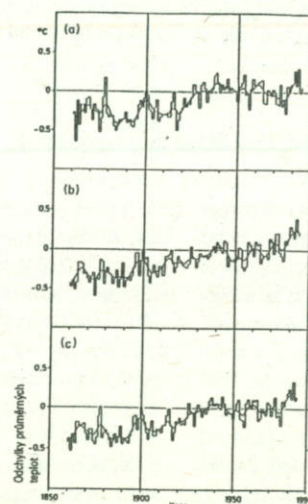
Obr. 23 Růst koncentrace kyslíčnicku uhlíčitého v atmosféře podle měření observatoře Mauna Loa na Havajských ostrovech (Forman et Godron 1986 ex Woodwell 1983)
Vzestupný trend je výsledkem rostoucího objemu spalování fosilních paliv a vypalování lesů, roční kolísání odráží respiraci a fotosyntézu vegetace.

Obr. 24 Růst emisí kyslíčnicku uhlíčitého v letech 1950–1988 s alternativními projekcemi do roku 2010 (Fanta 1991 podle Oak Ridge National Laboratory, Worldwatch)

Další růst emise CO_2 se považuje pro nejbližší budoucnost za neodvratný v důsledku socioekonomického rozvoje.

Různé konference (Toronto, Bergen 1990) doporučily globální snížení CO_2 v atmosféře Země o 20 % do roku 2005. Konstatovaly však, že ke stabilizaci atmosférických koncentrací CO_2 by bylo třeba snížení o 50 %.

Nedojde-li k zásadním opatřením v omezování emisí CO_2 , stoupnou podle různých scénářů WMO do roku 2100 průměrné teploty na povrchu Země o 2–6 °C. Podobně i další četní autoři předpokládají v nadcházejících 30–200 letech vzestup dnes evidovaných průměrných teplot o další 2–4 °C, či dokonce až o 6 °C. Alternativní projekce emisí CO_2 přináší obr. 25:



Obr. 25 Kolísání ročních průměrných teplot povrchu souše a oceánů v letech 1861–1986, vztažené k průměru za léta 1951–1980 (Světová meteorologická organizace 1990, Jones et alii 1986)
a – severní polokoule, b – jižní polokoule, c – globální průměr

Globální oteplování atmosféry Země je dnes přijímáno jako nesporný fakt, prokazatelný od roku 1850. Donedávna obvyklá představa o náhodných fluktuacích teplot je dnes opuštěna, vzestupný trend je obecně uznáván.

Důsledky očekávaného oteplování atmosféry Země pro přirozené ekosystémy střední Evropy rámcově formuloval český ekolog Josef Fanta, působící od dob „normalizace“ v Nizozemí (Fanta 1991), takto:

I když přistoupíme na minimální, nejméně katastrofickou variantu, musíme počítat s dalekosáhlými ekologickými důsledky. Složitý trojrozměrný klimatický gradient střední Evropy (kap. 3.6.5, obr. 18) umožňuje předvídat vliv klimatických změn na ekosystémy jen v nejhrubších rysech. Zatímco důsledky pro zemědělské kultury mohou být do jisté míry pozitivní, pro přirozené ekosystémy s převahou vytrvalých druhů budou důsledky oteplování vysloveně negativní; zejména stromové dřeviny jsou málo přizpůsobivé vůči změněnému teplotnímu režimu. Lze odhadovat, že společenstva jednotlivých vegetačních stupňů nejsou adaptována na dlouhodobé odchylky průměrných teplot přesahující 1 °C. Oteplení o pouhé 2 °C znamená prakticky posun podmínek „nižšího“ vegetačního stupně na místo vegetačního stupně „vyššího“ (viz klimatické charakteristiky vegetačních stupňů v kap. 3.6.1); rychlé oteplení o ještě vyšší hodnoty přináší nebezpečí úplného rozvratu zbytků přirozeného vegetačního krytu.

V důsledku klimatických změn se hranice potenciálního areálu dřevin posunou k severu (100 až 150 km na 1 °C zvýšení průměrných teplot) a do větších nadmořských výšek (průměrně o 100 m na každých 0,8 °C oteplení, Fanta 1991). Dlouhodobé oteplení o 4–6 °C by přivedlo posuny vegetačních stupňů o 400–500 m vzhůru a zcela by změnilo charakter ekosystémů středoevropských pohoří. Např. pravděpodobné změny přirozeného areálu smrku ztepilého (*Picea abies*) prognózuje Dahl (1990, ex Fanta 1991) pro oteplení o 4 °C jak uvedeno na obr. 26b.

■ Protože smrk dnes tvoří nadpoloviční většinu lesů ČR, má jeho perspektivní životnost pro krajinu ČR zásadní význam. Západní hranice jeho rozšíření koreluje s průměrnou teplotou nejméně chladnějšího měsíce –2 °C; při vyšších teplotách (v ČSFR v dubovém a bukodubovém vegetačním stupni, viz kap. 3.6.1.1) je pěstování smrku vyloučeno nebo velmi riskantní, protože smrk je zde akutně ohrožován

suchem. Jestliže se vskutku zimy oteplí o 4 °C oproti dnešku, ustoupí smrk ze střední Evropy na severovýchod a ekologicky mu vyhoví pouze izolované ostrovy nejvyšších pohoří (Alpy, východní Sudety a centrální Karpaty). Značné prostory tím budou uvolněny jiným dřevinám, zejména listnatým.

Změny teplotních maxim i minim přivodí nutně změny v konkurenčních vztazích organismů, v jejich regenerační schopnosti i změny ve schopnosti celých populací přežívat. Výsledkem nové situace bude pro některé druhy i celá společenstva vyhrčená stresová situace. Rychlost oteplení (rozdíly údajů podle různých autorů, tj. 30–100–200 let, v tom nepřináší kvalitativní rozdíl) ponechá jen zanedbatelný prostor pro přírodní evoluci a pro rozsáhlé migrace organismů s vlastnostmi K-strategů, zejména pro „klimaxové“ dřeviny. Kromě nedostatku času pro takové migrace se ve střední Evropě uplatní i bariéry migrace tvořené silně urbanizovanými oblastmi a plochami totálně zorněnými nebo pokrytými lesními monokulturami.

Oteplení uvolní prostor pro šíření jižních a teplomilných organismů včetně polních plevelů do poloh, které pro ně dosud byly příliš chladné, tj. směrem k severu a do hor. Také ekologicky plastické organismy sotva utrpí, spíše získají prostor pro další šíření. Druhy s vlastnostmi „ekologických specialistů“ však buď zaznamenají v krátké době ústup, nebo budou přežívat v izolovaných ostrůvcích. Oblasti vysloveně teplomilné vegetace (Maďarsko, východní Rakousko, jižní Morava, střední Čechy, horní Sasko) se mohou rozšiřovat a získávat extrémnější „stepní“ charakter, zatímco lesy na vlhkostně normálně vybavených ekotopech budou nabývat extrémnější „lesostepní“ charakter.

Změny krajiny pod vlivem nadcházejícího oteplování podnebí lze prognózovat relativně exaktním způsobem, pro konkrétní oblasti ČSFR to však dosud nebylo provedeno.

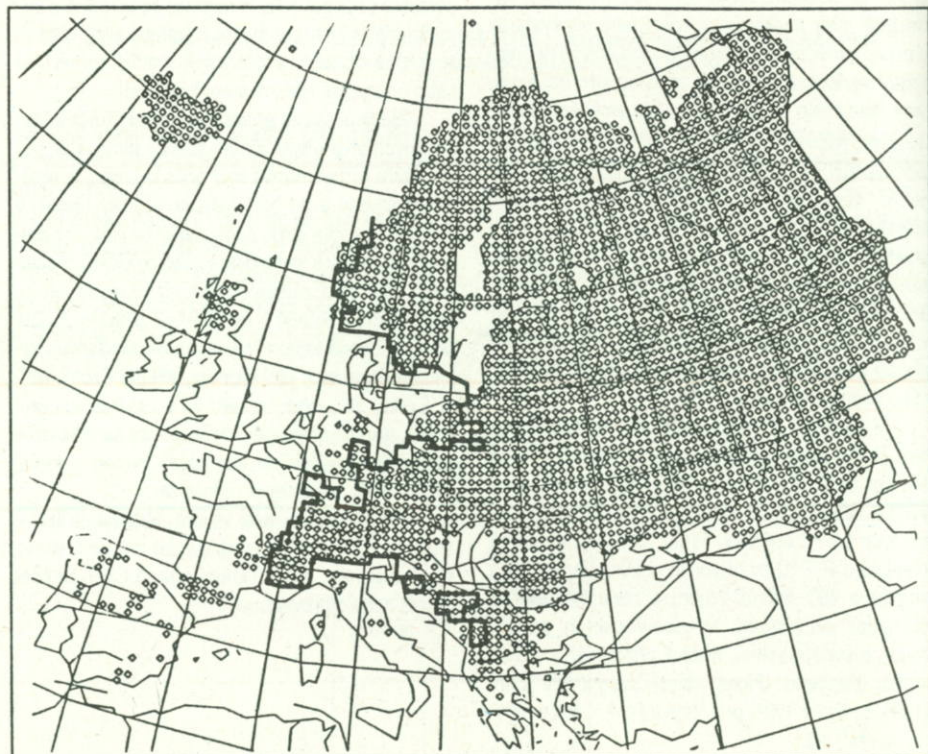
Antropogenní změny atmosféry jsou rozhodujícími faktory změn půd (acidifikace, způsobená především obohacováním o SO_2 a NO_x) a spolu s neracionální aplikací průmyslových hnojiv i faktory změn půd i hydrobiocenóz (eutrofizace). Dosud

postrádáme soustavnější prognózu určujících existenčních podmínek ekosystémů, která by do území souborně promítla

- pravděpodobný globální vzestup průměrných ročních teplot a stoupající četnost extrémních meteorologických situací
- diferencované tempo degradace různých typů půd působením imisí
- různé tempo ústupu až vymírání autochtonních

populací organismů v jednotlivých oblastech – klesající odolnost narušených ekosystémů vůči stresorům přírodního i antropogenního původu.

Proto jsou všechny prognózy lidského vlivu na přírodu zatíženy značnou nejistotou. Na úrovni obecného principu hájíme na základě praktických zkušeností stanovisko, že při prognózování ekosystémů se nelze dopustit tragičtější chyby než tyto vlivy podcenit.

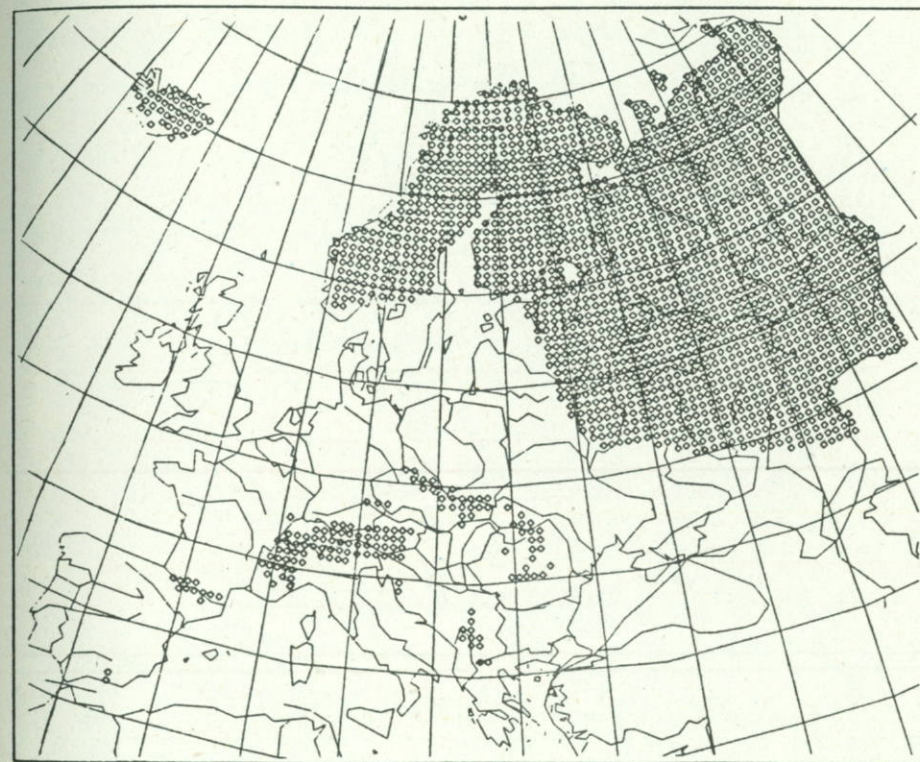


a

Obr. 26 Změny přirozeného rozšíření smrku v Evropě v případě, že průměrné teploty stoupnou o 4 °C

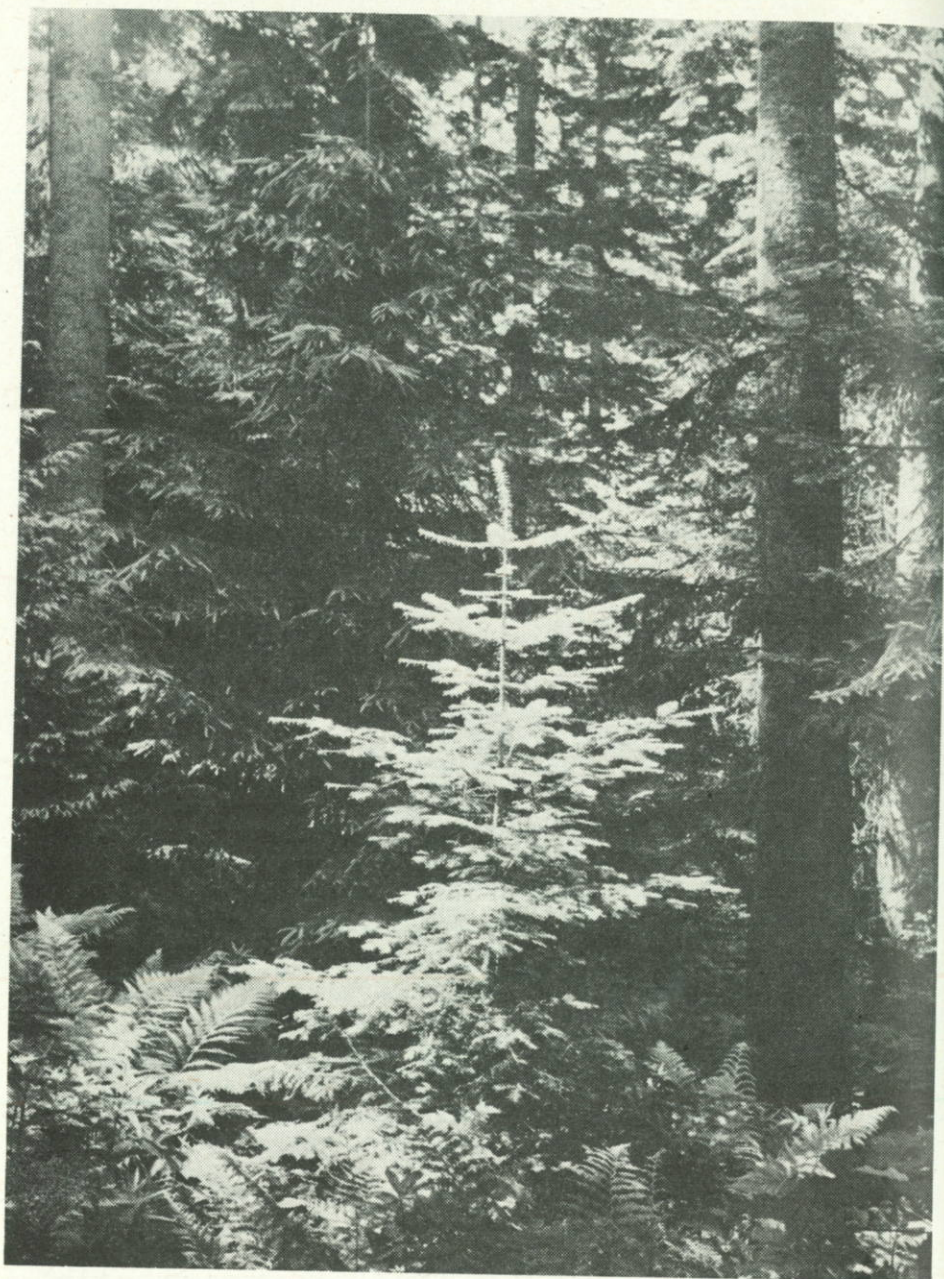
(Fanta 1991 ex Dahl 1990)

a – současné přirozené rozšíření smrku v Evropě; západní hranice je konfrontována s teplotou nejchladnějšího měsíce -2 °C, která je vyznačena plnou čarou; teplejší území považuje Dahl pro smrk za riziková



b

b – potenciální rozšíření smrku za předpokladu, že se zimy oteplí o 4 °C oproti současnosti



Vzácný obraz – jedle spontánně odrůstající v selském lese u Malých Karlovic (Javorníky, okres Vsetín):
dříve hospodářsky elitní dřevina, dnes existenčně ohrožený organismus

KAŽDÝ PROBLÉM VYŘEŠENÍM OTĚHOTNÍ
A VRHNE DVA AŽ OSM ÚPLNĚ NOVÝCH,
JEŽ DOROSTOU JEŠTĚ BĚHEM PSANÍ.

MIROSLAV HOLUB

4/ DYNAMICKÁ ROVNOVÁHA ŽIVÉHO SUBSYSTÉMU KRAJINY – HOMEOSTÁZA VERSUS HOMEORHÉZA

Dokud neznáme mechanismus zpětných vazeb v biocenóze do té míry, abychom mohli spolehlivě předvídat pravděpodobnost její reakce na určitý podnět, vysvětlujeme ustalování dynamické rovnováhy v biocenóze podle stejných hodnotových měřítek, jaká uplatňujeme na jiné živé systémy: Připisujeme všemu živému tendenci co nejdříve vykonávat základní životní funkce a uchovávat se naživu; vždyť z této vládnoucí tendence se nevymyká konec konců ani náš vlastní život. Jakkoli přibližné a hypotetické je takové stanovení „základních cílů“ živých systémů, dává nám výchozí určující kritérium k posuzování toho, jak živý systém funguje, a není vyloučeno, že lepší „cílové kritérium“ ani nalezne.

Oprávněnost takového „cílového kritéria“ je zcela nesporná při hodnocení systémů vytvořených člověkem k určitému cíli. U systémů přírodních – člověkem nevytvořených – je pouze konstatováním, že v nich existuje zpětná vazba účinku a příčiny a ovšem opakovatelnost procesů, která tuto zpětnou vazbu umožňuje (cyklickým proměňováním příčiny v účinek a naopak). Tendence živého systému uchovávat se naživu nemusí být spojována s představou, že takto předpokládaný „cíl“ je faktorem své vlastní realizace; nevyžaduje žádné odvolávání na budoucí příčiny; zůstává však jednou ze základních otázek světonázorových, tj. otázek filozofických.

Projevy experimentálně dokázané tendence živých systémů k uchování dynamické rovnováhy nazval americký fyziolog Cannon (1929, 1932 v knize s příznačným názvem „Moudrost těla“) **homeostáza**. Homeostáza je soubor principů vedoucích v živých systémech na základě získaných informací ke kompenzování odchylek vnějšího prostředí, a tím k dynamické rovnováze vnitřního prostředí, které tak nabývá relativní neodvislosti vůči vnějšímu prostředí. Cannon zdůrazňoval, že homeostáza neznamena nutně absenci změny: „Označení se nevztahuje na něco ztrnulého a nehybného, na stagnaci. Znamená podmínky, které mohou kolísat, ale zůstávají relativně konstantní“.

Homeostáza tedy zahrnuje spontánní koordinaci těch procesů látkové výměny, které udržují v živých systémech dynamickou rovnováhu. Termi-

nem „homeostatické procesy“ označoval Cannon původně chemicky a fyzikálně perfektně definované pochody, kterými se ustaluje stav vnitřního prostředí buňky, tkáně, tělesného orgánu nebo organismu. Tyto procesy jsou dnes na úrovni živých orgánů doloženy mnoha exaktními příklady a jejich znalost nachází významné využití především v humanitní medicíně. Homeostatické procesy řídí např. tepovou frekvenci, krevní tlak, tělesnou teplotu, tvorbu enzymů, hladinu cukru v krvi atd.; homeostatickým procesům podléhá souhra mozku a nervů, srdce, plic, ledvin, sleziny a dalších orgánů. Tyto objevy byly učiněny před vznikem kybernetiky a bez jejího pojmového aparátu, ačkoliv jde o exemplární důkazy negativních zpětných vazeb, a hluboce ovlivnily její rozvoj.

Podobné homeostatické principy platí pro ustalování dynamické rovnováhy živých systémů různé hierarchické úrovně. Jsou známy deterministické fyziologické modely homeostázy na úrovni buňky, orgánů, organismů i populací, ale na úrovni společenstev a ekologických systémů jsou podobné přesvědčivé důkazy homeostatických procesů řídké. Přesto byly u nás homeostatické principy přeneseny až na úroveň krajiny (jako „soubor prostorově sblížených a navzájem funkčně spjatých ekosystémů“, Jeník 1970) a pojem homeostáza (původně „homeostase“) zakotvil v učebnicích geografie i ekologie u nás i v zahraničí.

Podle E. P. Oduma (1971) ve velkých ekosystémech (tedy i v krajině) je homeostáza „taková souhra v oběhu látek a energií, která se sama udržuje a nevyžaduje vnější zásah či popud.“ Homeostáza krajiny je stav, při němž jsou hlavní činné prvky a hlavní řetězy vazeb krajinného systému udržovány autoregulačními ekologickými procesy v quasi-statické stabilitě a při němž nedochází ke vzniku katastrofických zvrátů (Jeník 1970); zahrnuje menší cyklické změny, jež oscilují kolem stabilního bodu. V původním pojetí se předpokládal úzký vztah mezi homeostázou krajiny a její diverzitou; různé indexy druhové diverzity byly považovány za indikátor homeostázy a dokonce za pomůcku přímo využitelnou pro praktické řízení lidských zásahů do krajiny. Uplatnění těchto předpokladů však musí ve světle dnešních poznatků vyvolat přinejmenším tři námitky:

1/ Pojem homeostáza byl na hierarchické úrovni ekosystému a krajiny rozšířen spíše na základě analogie než na základě empirických šetření. Ve srovnání se stovkami pokusů, které přinesly průkazné deterministické modely homeostatických mechanismů na úrovni živočišných orgánů, šlo na úrovni ekosystému, v němž na sebe působí stovky různých organismů, spíše o obrazné vyjádření, které vychází z fungování zpětných vazeb v ekosystému. Pokud používáme výraz „homeostáza“ jako takového obrazné vyjádření, musíme být připraveni nahrazovat ho postupně skutečnými procesy, k nimž toto obrazné vyjádření odkazuje (tj. vztahy jednotlivých subsystémů a prvků, jejich změnami, trajektoriemi, po nichž se pohybují, apod.) tak, abychom se přibližovali deterministickému modelu podmínek dynamické rovnováhy ekosystémů a krajiny. Bez toho zůstává vědecky sporné, zda je vhodné užívat pro určitý stav krajiny výraz „homeostáza“, nesporně platný ve fyziologii živočichů.

2/ Ekosystém i krajina jsou heterogenní systémy, vymezené interakcí přinejmenším dvou subsystémů – biocenózy a jejího abiotického prostředí (ekotopu). Usuzovat na dynamickou rovnováhu takových systémů na základě dynamické rovnováhy jednoho ze subsystémů (v případě homeostázy – na základě rovnováhy v biocenóze, resp. biocenózách) může být ukvapeným zobecněním. Není to sice v rozporu s poznatkem kybernetiky, že „systém je v rovnovážném stavu jen tehdy, je-li každá jeho část v rovnovážném stavu, a to za podmínek vymezených druhou částí“, ale korektnější a „ekologičtější“ je důsledně konfrontovat stav obou subsystémů navzájem. Protože výstupy jednoho subsystému tvoří vstupy pro druhý subsystém, nesmí odchylky žádného z nich překročit kapacitu zpětných vazeb, kterými jsou propojeny. Dojde-li k překročení této kapacity, nabude kterýkoliv subsystém (obrazně řečeno) „právo veta“, kterým může „zamítnout“ rovnovážný stav celého ekosystému. To žádný ze známých pokusů o vymezení homeostázy krajiny programově nerespektuje.

3/ I když definování podmínek homeostázy v ekosystémech a krajině by bylo významným prohloubením našich poznatků, musíme tento pojem za současného stavu poznání raději spíše k ustupujícímu pojetí ekologické stability, podle něhož každý podnět je narušením klidového stavu a reakce živého systému směřují výlučně k obnovení klidového stavu, vymezeného jen drobnými oscilacemi kolem určitého bodu. Toto pojetí má plně oprávnění pro časové úseky dosti krátké, aby se v nich neprojevovaly posuny charakteristik plynoucích z vývoje systému, současně však pro časové úseky dosti dlouhé, aby v nich bylo možno spolehlivě odlišit dlouhodobé trendy od nahodilého kolísání. V případě trvalé jednosměrné tendence změn vnějšího prostředí však může trvalost ekosystému vyžadovat nikoli návrat k výchozímu bodu, ale překonání vznikajících nerovnováh, překročení homeostázy původního ekosystému a ustavení kvalitativně jiného ekosystému. Takové změny vnitřní

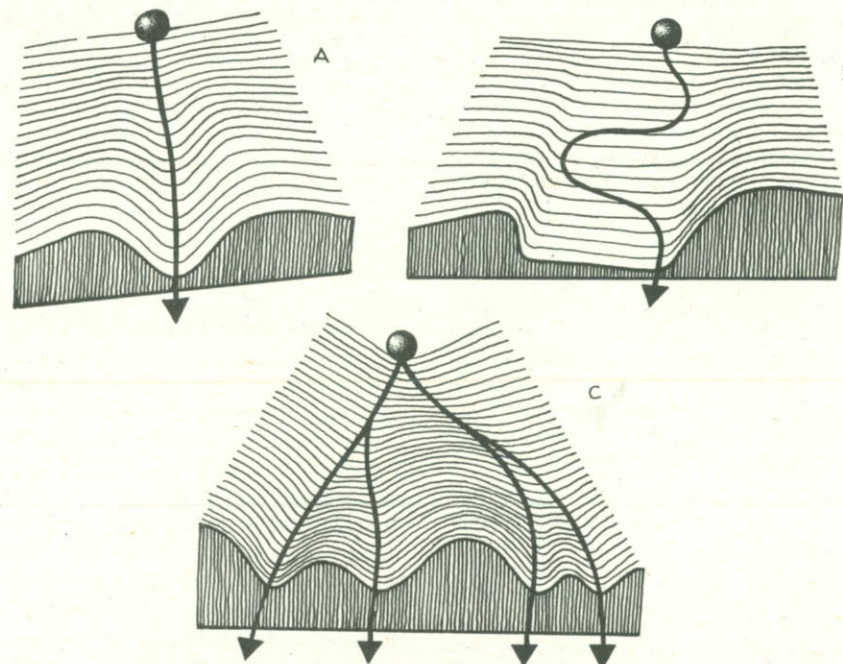
organizace ekosystému však nejsou v pojmu „homeostáza“ zahrnuty. Přechodové stavy (fáze), které spojují různá relativně stabilizovaná stadia ve vývoji ekosystémů, mohou v současných krajinách trvat po celá desetiletí a je možné, že ve střední Evropě jsou převažujícím způsobem jejich současné existence; pro hodnocení stability takových systémů však nemůže koncepce homeostázy poskytnout žádný pevný opěrný bod.

Dodatečný pokus rozšířit náplň homeostázy o systémovou dynamiku lze najít ve větě (z vysokoškolské učebnice schválené ministerstvem školství ČSR v roce 1974): „Následnost fází v krajině až po stadium, kdy krajina dosáhne homeostázy, označujeme jako krajinnou následnost neboli sukcesí.“ Zde se prezentuje dosažení homeostázy jako konečný bod sledu jednotlivých fází krajiny: protože v textu nenásleduje žádná konkretizace této představy, můžeme různé aktuální situace krajiny považovat za analogii různých poloh míčku v kuželovém prostoru, který se pohybuje různými drahami směrem ke špičce kužele; ta krajinu – míček nepřetržitě přitahuje a tam je „cíl“ tohoto pohybu – situace dokonalé homeostázy. Taková představa předpokládá schopnost systému směřovat k určitému předpověditelnému stavu (vyjádřenému malým rozptylem poloh okolo vrcholu kužele) přes rozdílné výchozí stavy, a tedy po rozdílných vývojových trajektoriích. Pro přírodní ekosystémy a krajinu se tímto pojetím budeme zabývat v kap. 5.5 a 5.6; už zde však můžeme říci, že aplikace naznačené představy na skutečnou dynamiku krajiny využívané současnou lidskou společností vede k závěru do té míry odporující skutečnosti, že podle našeho soudu nezasluhují polemiku.

Sukcese ekosystému (viz kap. 5) znamená jeho pohyb iniciovaný živým subsystémem v biologicky progresivním směru, tj. ve směru větší složitosti vazeb uvnitř ekosystému. Stabilizovat takovou dynamiku ekosystému znamená (spíše než jakékoliv návraty v prostoru a čase) zabezpečovat dosaďadní trajektorii progresivního pohybu. Pro takovou „evoluční stabilitu“ razil (ve výslovné opozici k pojmu „homeostáza“) britský embryolog a teoretický biolog Waddington (1977) pojem **homeorhéza** (e-tymologicky „homeostáza = ochrana stavu“, „homeorhéza = ochrana plynutí“).

Postižení této koncepce není jednoduché, zřejmý je však na první pohled její apelativní obsah: že bychom měli obrátit svou pozornost od ochrany rovnovážných stavů (od vytváření quasi-staticky chápané homeostázy) k ochraně vývojové dynamiky živých systémů (k zabezpečování podmínek jejich evoluce, která zahrnuje nestabilní stavy a dokonce nevylučuje ani katastrofy). Na rozdíl od koncepce homeostázy, která zdůrazňuje tendenci ke klidovým stavům, zdůrazňuje koncepcí homeo-

rhézy tendenci živých systémů udržovat svůj spontánní pohyb po určité trajektorii (a tedy autoregulační — adaptivní a autoorganizační — inventivní dynamiku podle Jantsche 1975, viz kap. 2). Úlohou autoregulačních mechanismů živého systému není v tomto pojetí návrat k určitému bodu, ale zabezpečení plynulého pohybu po dosavadní trajektorii. Waddington svou představu homeorhézy zpřístupnil s mimořádnou názorností (v populární příručce systémového myšlení „Nástroje přemýšlení“ analogii vývoje živého systému s míčkem pohybujícím se po povrchu, tvořeném sítí navzájem se proplétajících drah — údolí. Svahy údolí v této abstraktní krajině nejsou vytvořeny pouze silami na systému nezávislými, ale jsou modelovány také jeho vnitřními silami (v případě ekosystému — spleti zpětných vazeb vymezujících jeho ekologickou stabilitu). Normální vývoj systému odpovídá míčku pohybujícímu



Obr. 27 Tři příklady „homeorhetických krajin“ podle Waddingtona (1977) se vztahují na jakýkoliv živý systém (např. vyvíjející se embryo). V aplikaci na ekosystémy a s využitím názvosloví z kap. 5 mohou znamenat:
A — Čím výše údolí, tím je ekosystém úspěšně nezralejší a tím menší podnět stačí k tomu, aby byl vychýlen ze své dráhy; s vyspíváním ekosystému se jednoznačnost vývojové trajektorie zvyšuje (a pak snižuje — viz B).
B — Úspěšně zralý ekosystém může plynout plochým údolím dnem po různých drahách, ale k jeho odchýlení z „nivy“ je třeba (vzhledem k výšce a sklonu přilehlých svahů) mimořádně silný podnět.
C — Ekosystém se pohybuje z pláně, na níž proběhla raná sukcesní stadia, extrapolací dosavadní trajektorie čtyřmi alternativními drahami; na nich jsou „potenciální bifurkace“ — úseky mimořádné citlivosti na vnější podněty (vyznačené větvením údolí).

■ Pohyb míčků — systémů v různých typech údolí i v různých úsecích téhož údolí má kvalitativně jiné vlastnosti (podobně jako u vodních toků): v hlubokých a strmých údolích bude rychlý a jednoznačný, v rovinách pomalý a měnlivý. Různé typy stability lze zpodobnit jako příčné řezy údolím (což učinil český matematik erudovaný ekolog Rejmánek 1976 — viz obr. 34 na str. 165. V hluboké roklí bude minimální pravděpodobnost, že se míček — systém dostane ze své dráhy, takže jeho dráha bude prakticky invariantní. Naopak v údolí se širokou nivou a mírnými krátkými svahy postačí malý vnější podnět k tomu, aby se náš míček — systém překulil do jiného údolí. A v plytké deltě bude dokonce záležet na náhodě, kterým ze spleti říčních ramen míček — systém popluje, a rozdíly možných tras budou možná nepodstatné.

Při aplikaci tohoto instruktivního podoběnství mezi vývojem živého systému a pohybem míčku v abstraktní krajině musíme mít na paměti dvě okolnosti. Za prvé: místo toho, aby trasy údolí — vývojové trajektorie ekosystémů — splývaly do větších a větších toků, jako je tomu ve skutečnosti, zde se s pokračujícím vývojem systému větví do více méně divergentních tras (tedy představa doslova protichůdná „centrovaným“ trajektoriím v pojetí homeostázy); a za druhé: i míček — ekosystém se na své trase proměňuje, a jestliže se překulil z údolí do údolí, stává se „rázem“ kvalitativně jiným ekosystémem.

Takové náhlé změny vznikají výhradně za specifických situacích význačných tím, že i malý podnět může způsobit dalekosáhlé změny (viz obr. 27).

Zde se dostáváme na práh části obecné teorie dynamických systémů, označované „teorie katastrof“. Slovem katastrofa se zde vyjadřuje — přes jeho zlověstný význam — prostě kvalitativní změna stavu způsobená spojitou změnou určujících parametrů — tedy proces, který se běžně označuje výrazem „skok“ nebo „změna kvantity v kvalitu“. Teorie katastrof modeluje přírodní procesy, v nichž změna parametrů vede k náhlé kvalitativní změně stavu daného systému. Tím tato kategorie komplikuje, ale současně prohlubuje chápání evoluce i sukcese: Plynulý vývoj zahrnuje zvláštní situace, v nichž pouze malá změna v okolí systému jej může vrhnout odlišným směrem.

Mnoho změn v krajině se děje tímto způsobem; např. přirozený tok změny směr často v důsledku jen mírné nadnormální záplavy; několik jedinců zavlečené rostliny ná-

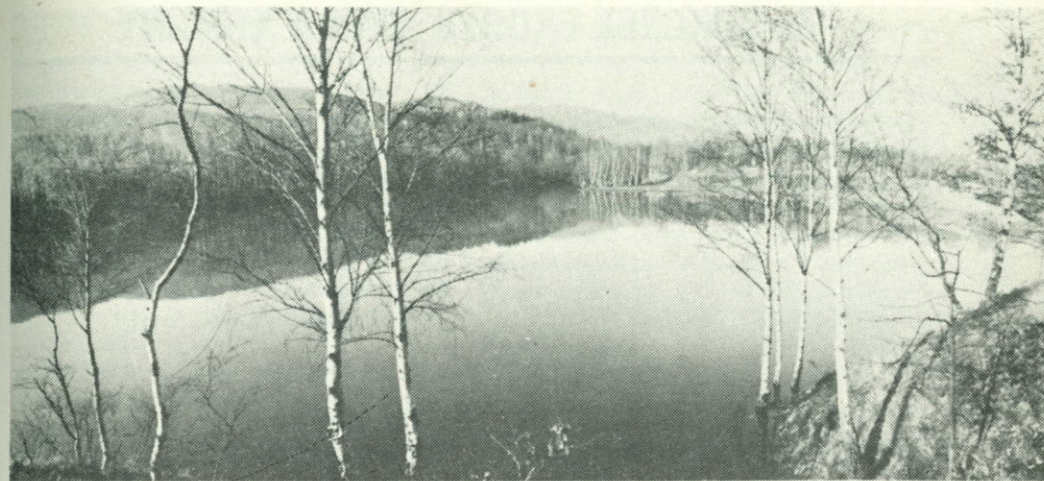
hodně kolonizuje neobsazenou ekologickou niku a u tohoto druhu pak dojde k populační explozi; neznámý člověk doby bronzové vynalezne srp a dá vznik loukám jako zcela novému typu ekosystému; nahodile zavlečená parazitická houba způsobí masové odumírání rostlin, jimž chybí přírodním výběrem fixovaná resistance vůči infekci (případ našich jilmů a grafiózy) atd.

O tom, zda se systém — míček při omezené intenzitě nahodilého vnějšího podnětu vydá po té nebo oné trase, se rozhoduje pouze ve zcela určitých bodech — křižovatkách údolí (a pak by jej bylo možno postrčit malým impulsem tím nebo oním směrem). Znajíce tvar údolí — normální vývojovou trasu systému, můžeme předvídat i u míčků, jež se ocitly vysoko ve stráni, se značnou pravděpodobností, zda se vrátí zpět nebo zda se mohou překulit do jiného údolí za cenu, že bychom vynaložili mnoho energie, abychom je dostali nějakým impulsem na jinou trasu. Ale v některých situacích prostě nenacházíme vysvětlení, proč se míček — systém chová právě tak a ne jinak, protože součástí vývoje mohou být i katastrofy, a teorie katastrof (nová disciplína na pomezí biologie, matematiky a dalších věd, mimochodem inspirována Waddingtonovými pracemi) je dosud v plenkách.

Koncepce homeorhézy je mnohem složitější a nabízí pro ekosystémy podstatně věrnější odraz skutečnosti než homeostáza. Zřejmě právě proto lze procesy, které k ní vedou, doložit kvantifikovanými údaji ještě mnohem obtížněji nežli u homeostázy. Pojem „homeorhéza“ je pojmem, který překypuje obsahem, ale pro praktické aplikace je ohrožován neurčitostí. Může to být ve vědě častý případ evidentních otázek k řešení, ačkoliv prostředky pro nalezení odpovědi jsou dočasně mimo dosah. Teprve další vývoj ukáže, zda se tomuto pojmu podaří dát technicky uchopitelné charakteristiky. Znamenalo by to nepochybně návrat determinismu na podstatně vyšší úrovni (tj. determinismu nikoli striktního, ale stochastického), a tím i možnost pronikavého zlepšení prognóz chování ekosystémů, mj. i jejich ekologické stability.



Zmlazování smrku na padlém kmeni v klimaxové bukové smrččině (Šumava, Boubínský prales, okres Prachatice)



JEŠTĚ JSEM NEVIDĚL KOMPLIKOVANÝ PROBLÉM,
KTERÝ BY SE NESTAL JEŠTĚ KOMPLIKOVANĚJŠÍM,
KDYŽ SE NA TO SPRÁVNĚ PODÍVÁTE.

PAUL ANDERSON

Vzácný příklad úspěšné rekultivace:

Po zastavení těžby hnědouhelného lomu Gustav (Žandov, okres Ústí n. L.) v padesátých letech byl přes zbytkovou jámu převeden Ždírnický potok. Vznikla zvodnělá plocha uprostřed lesních porostů, odrůstajících na výsypkách, mimořádně přitažlivá pro rekreaci.

5/ SUKCESE EKOSYSTÉMŮ A KRAJINY

Samovolný vývoj ekosystémů v přírodních podmínkách, které nenarušují jejich homeostázu, je vymezen typem trvalých přírodních podmínek na lokalitě (ekotopem) a jemu odpovídající sukcesní sérii. V abstraktní krajině, kterou jsme popisovali v souvislosti s homeorhézou v předešlé kapitole, odpovídá sukcesní sérii jednomu z údolí, kterým se pohybuje míček – ekosystém. Protože poloha konkrétního ekosystému v rámci sukcesní série má

zásadní význam pro jeho ekologickou stabilitu, musíme principy sukcese podrobit bližšímu rozboru.

Teorii sukcese je možné chápat jako konkrétní zaci obecné vývojové teorie a jako součást obecné teorie systémů. Považujeme za účelné představit pokus o zobecnění poznatků o dynamice člověkem neovlivňovaných ekosystémů několik poznámek o těchto souvislostech.

5.1. SUKCESE JAKO SOUČÁST OBECNÉ VÝVOJOVÉ TEORIE

Ze systémového hlediska je nutno sukcesí ekosystémů podřadit obecnému pojmu vývoj. Vývoj systémů je rozpornou jednotou mnoha různých změn, mezi tím i progresu a regresu; kde však neexistuje vzestupná linie kvalitativních změn, která dává vývoji význačnou směrovou tendenci, tam označení „vývoj“ ztrácí smysl.

Specifické vývojové kvality, zahrnované pod pojem evoluce, nacházíme pouze u organických systémů, např. taxonů, biocenóz, ekosystémů (a v jejich rámci též u půd jako hybridního subsystému). Časovým rámcem evoluce jsou geologické epochy a výsledkem vznik nových organických systémů. Hybnou silou evoluce je přírodní výběr, který na základní úrovni druhů a populací odstraňuje některé genetické kombinace a zachovává jiné, vhodné z hlediska adaptace, a to i za cenu zániku některých populací a druhů – podle úsměvného aforismu „evoluce je zvláštní hra, v níž jedinou výhrou je nevypadnout ze hry“. I když evoluce má vzestupné i sestupné úseky, které jsou vždy nevratné, celkově vede podle současných názorů k progresivní organizaci živé hmoty.

V organických systémech označujeme jako progresivní (vzestupné) změny ty, které zajišťují uchování daného stupně uspořádanosti (organizovanosti) systému a přispívají k jeho vyšší uspořádanosti (organizovanosti). Ty změny, které dosažený

stupeň uspořádanosti systému narušují, označujeme jako regresivní (sestupné).

Označení „vzestupný“ a „sestupný“ nemá ovšem v přírodovědném zkoumání větší hodnotový náboj než označení kladného a záporného pólu magnetu ve fyzice. Protiklad kladných i záporných prvků je dynamickou charakteristikou všech systémů. Je to tento protiklad, jenž zajišťuje jejich dynamiku a jenž je nezbytným předpokladem jak obecného vývojového procesu, tak i autoregulace a autoorganizace živých systémů. Protiklad kladných a záporných prvků můžeme najít v samotném základu spojování organismů do ekosystémů, ekosystémů do chorických geosystémů a chorických geosystémů do biosféry. Tento protiklad platí pro všechny formy vývoje, mezi jinými i pro evoluci a sukcesí.

Hybnou silou sukcese je boj protikladů mezi silami organismů budujících ekosystém na dané sukcesní úrovni a mezi silami schopnými jeho organizovanost narušit (z vnějších abiotických faktorů to jsou energie záření, toxické látky, vítr, voda, oheň a přitažlivost zemská; z biotických interferencí uvnitř ekosystému např. pastva, fytopatogenní organismy, paraziti). Zvyšovat nebo uchovávat stabilitu ekosystému znamená, že se jeho biotický subsystém vyrovnává s působením těchto sil tak, že jejich destruktivní účinky nenaruší existenci ekosystému.

5.2. SUKCESE JAKO ZVLÁŠTNÍ TYP ZÁKONITÉ NÁSLEDNOSTI BIOCENÓZ

Sukcese zůstává jedním ze základních pojmů ekologie už od roku 1916, kdy americký ekolog Clements formuloval zákonitosti, podle nichž se všechna místa povrchu zemského pokrývají vegetací (s vý-

jimkou těch, jež mají zcela extrémní podmínky osvětlení, půdního chemismu, teploty, vláhý nebo mechanických vlivů). I když od té doby docházelo k různým modifikacím pojetí ekologické sukcese, zatím si

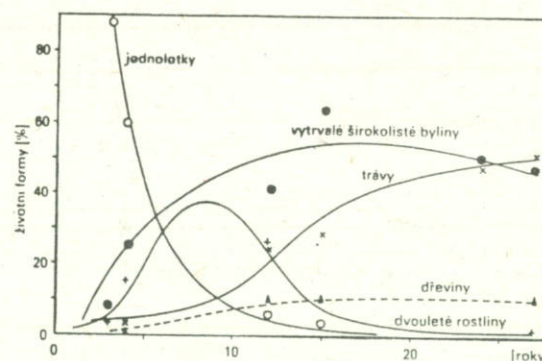
5/ SUKCESE EKOSYSTÉMŮ A KRAJINY

všechna uchovávají (podle známé Odumovy učebnice ekologie 1971, česky 1977) tyto společné základní rysy:

- 1/ Sukcese je postupný zákonitý sled změn druhového složení biocenózy a jejích energomateriálových toků, který vyúsťuje v záměnu jednoho ekosystému druhým. Tento sled pokračuje určitým směrem, a můžeme jej tedy přiměřeně předpovídat.
- 2/ Sukcese je výsledkem změn abiotického prostředí vyvolávaných biocenózou. Ekotop rozhoduje o tom, zda a kdy sukcese začíná, jak rychle a případně až kam probíhá; její samotný průběh je však ovládan biocenózou.

- 3/ Sukcese končí („vrcholí“) ustáleným ekosystémem, v němž se na jednotku dosažitelného toku energie (toku vymezeného ekotopem) uchovává nejvíce biomasy (anebo vysoký obsah informací) a nejvíce symbiotických vztahů mezi organismy.

Tyto přesvědčivé jednoznačné Odumovy formulace jsou vyzrálou podobou přístupu, podle něhož je systém více než součet svých částí (v anglosaské literatuře je označován jako „holistický“). Jakkoliv se zdá v případě sukcese oprávněný až nesporný, probíhají polemiky, podle nichž změny struktury a funkcí ekosystémů spojovaných se sukcesí jsou především výsledkem známých korelací mezi velikostí, dlouhověkostí a rychlostí růstu rostlinných taxonů budujících ekosystémy.



Obr. 28 Změny poměrného zastoupení životních forem (v % všech jedinců) během 27 let probíhající primární sukcese na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve:

- prázdné body – jednoleté byliny
 - křížky – dvouleté byliny
 - plné body – vytrvalé širokolisté byliny
 - ležaté křížky – trávy
 - trojúhelníčky – dřeviny
- (Slavíková 1986 ex Prach 1983)

Toto „redukcionistické“ pojetí sukcese poukazuje, že záměnu druhů lze vysvětlit prostě jejich individuálními vlastnostmi, aniž bychom předpokládali vznik jakýchkoli systémových vlastností, např.

- nízké druhy jsou nahrazovány vysokými s větší biomasou,
- jednoleté a dvouleté rostliny jsou nahrazovány vytrvalými atd.

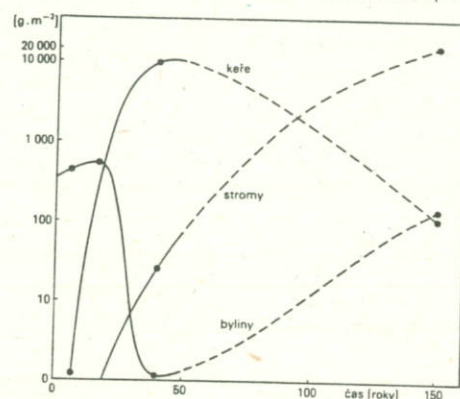
Sukcese je důsledkem rozdílné rychlosti růstu, rozdílné životnosti a kolonizační schopnosti zúčastněných druhů. Také chování společenstev lze redukovat na jevy zjišťované u jedinců organismů a u populací (např. jejich bionomické strategie, viz kap. 3.5.4.3.).

Sukcese podle redukcionistického pojetí představuje kontinuum, nikoli sled relativně stabilnějších stadií. Teorie sukcese budovaná tímto analytickým přístupem má vystačit

s autekologickými poznatky a nepředpokládá žádné nové vlastnosti „vynořující se“ z „nových“ ekosystémů, neboť takový předpoklad ohrožuje teorii sukcese ukvapenými generalizacemi (viz např. vztah diverzity a stability – kap. 3.5.4.1.). Jakkoliv s principy redukcionistického přístupu nesouhlasíme, o jeho možných přínosech pro teorii sukcese – přinejmenším jako osvětlujícího „pohledu z jiného úhlu“ – lze sotva pochybovat. Zastáváme názor, že polemiky „bud–anebo“ jsou i v tomto případě málo produktivní. Ověřujeme si stále znovu, že vznik kvalitativně nových systémů vede ke vzniku kvalitativně nových vlastností, že však pro vysvětlení těchto vlastností se musíme zabývat nižšími formami integrace (na úrovni subsystémů a v případě biotického subsystému vlastnostmi populací, které jej tvoří). V našem případě hledáme vysvětlení odolnosti ekosystému v jeho biotickém subsystému; jeho chování je deter-

minováno nižší úrovní, tvořenou populacemi hlavních druhů. Chování ekosystému je determinováno chováním společenstva a chování společenstva chováním populací. Proto je analyticko-redukcionistický přístup předpokladem dalšího rozvoje přístupu systémového.

Sukcese není vývojem téhož ekosystému, ale



Obr. 29 Sekundární sukcese na úhorech v Českém krasu:

— osa x — stáří úhorů
— osa y — hmotnost sušiny biomasy bylin, keřů a stromů.

Přerušovaná čára označuje předpokládaný průběh (Slavíková 1986 ex Prach 1983)

1/ **Náhlé změny** katastrofické intenzity, po nichž buď ekosystém zcela zaniká, nebo se uchovává těžce narušený. V tom případě začíná sukcese teprve po přerušení působení katastrofické intenzity faktoru, a to buď zcela „nanovo“ jako tzv. primární sukcese, nebo jako samovolná regenerace přirozeného ekosystému, jaký odpovídá trvalým podmínkám — jako tzv. sekundární sukcese.

2/ Postupné změny:

a) **Periodické změny***) se projevují buď jako změny složení biocenózy, nebo jako cyklické opakování různých biocenóz.

aa) **Nahodilé změny** — fluktuace okolo průměrné hodnoty, způsobené náhodným kolísáním faktorů vnějších vůči ekosystému (např. kolísání klimatických veličin, dočasně odchýlná frekvence a intenzita záplav apod.) většinou v rozptýlení homeostatických mechanismů jednoho typu ekosystému.

ab) **Cyklické změny** — periodicky se opakující změny vnitřní struktury biocenózy nebo cykly několika biocenóz (např. obnovní cykly přírodních lesů nebo vřesovišť).

v podstatě reverzibilní, a tudíž opakovatelný proces změny různých ekosystémů. Taková následnost ekosystémů v určitém prostoru a za určitého typu podnebí zahrnuje nejrůznější změny, které v syntetické práci o vymezení pojmu sukcese roztřídil podle biotické rostlinné společenstvy český geobotanik J. Moravec (1969) takto:

b) **Směrové změny** se projevují jako záměna jedné biocenózy druhou: sukcese v širokém smyslu.

ba) **Adaptivní změny** (allogenní sukcese Tansley 1929) vyvolané vnějšími faktory, nezávislými na životní aktivitě biocenózy, která je nemůže ovlivnit, a proto se jim přizpůsobuje přeměnou v jinou biocenózu; mohou to být přizpůsobení — změnám podnebí (změny areálu ekosystémů) — změnám edafických faktorů (zejména erozím a sedimentačním procesům) — změnám lidské intervence přímé (např. změny biotechniky vegetačních útvarů jako lesů a luk) či nepřímé (např. požáry, velké změny v chovu býložravců).

Tyto změny jsou vlastním polem usměrňování ekologické stability, nelze je však zahrnovat do pojmu sukcese.

bb) Sukcese v přesném smyslu (autogenní sukcese Tansley 1929) zahrnuje změny vyvolané aktivitou biocenózy, která mění své vlastní prostředí tak, že se stává příznivější pro jinou biocenózu, a ta postupně nahrazuje biocenózu současnou.

Sukcese začíná „iniciálním“ a končí „klimaxo-

vým“ stadiem. Klimax jako závěrečné stadium sukcese je určen především makroklimatickými podmínkami dané krajiny a vývojově vyspělým stavem půdy, odpovídajícím makroklimatickým podmínkám: pak bývá označován jako pravý („klimatický“) klimax. Jestliže zvláštní půdní podmínky znemožňují tvorbu vyspělých půd, vzniká trvale blokováno sukcesní stadium neboli „edafický“ klimax, jehož další vývoj brzdí především půdní podmínky (např. skalní „stepi“, bory na píscích a skalách, suťové jávořiny, lužní lesy v říčních nivách).

Rozlišují se dva typy sukcese: Sukcese **primární** jako relativně dlouhodobý (několik století trvající) proces postupné změny prostředí dosud neovlivněného biotickým společenstvem spontánně se vyvíjejícími společenstvy (např. osídlení nerekulitované výsypky, morény po odtání ledovce, čerstvě vyvátého písečného přesypu, lávového příkopu po sopečné erupci nebo vyplňování mělkého jezera sedimenty a postupný vznik slatinné louky a lesa na jeho místě) a sukcese **sekundární** jako relativně krátký proces obnovy kteréhokoli ze stadií primární sukcese poté, co toto stadium bylo zničeno přírodními faktory (vichřicí, záplavou, požárem) nebo lidskou intervencí. Sekundární sukcese probíhá v prostředí s vyvinutou a víceméně uchovanou půdou a se zásobou diaspor (semen, výtrusů, částí orgánů schopných vyrůst z rostliny, vajíček či zárodků atd.).

Při sukcesi probíhají tyto hlavní strukturální a funkční změny ekosystémů (E. P. Odum 1971):

- Celková biomasa společenstva stoupá a v klimaxu kulminuje.
- Stoupá pokryvnost a listová plocha, vyplnění prostoru společenstvem se komplikuje, a tím se zdokonaluje využití sluneční zářivé energie primárními producenty.
- Dominance druhů zaměřených na rychlý růst (r-strategové — viz kap. 3.5.4.3.) se tím přesouvá k druhům zaměřeným na úspěch v mezidruhové kompetici (K-strategové).
- Celková hrubá produkce biomasy stoupá a po kulminaci se při mírném poklesu v klimaxovém stadiu stabilizuje. Hrubá produkce přepočtená na jednotku biomasy klesá a v klimaxu se rovněž ustálí.
- Čistá produkce se v klimaxovém stadiu blíží nule, protože roční přírůstek biomasy se zhruba

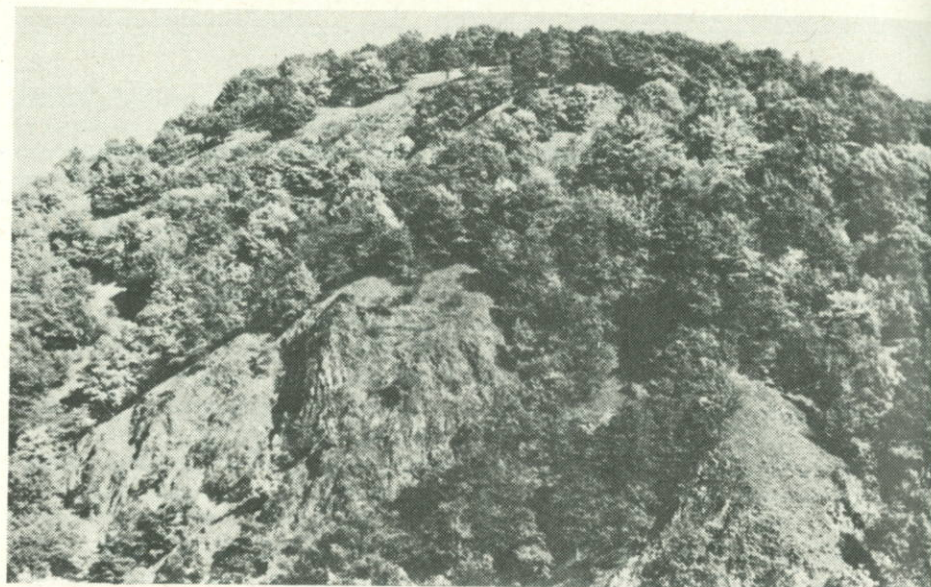
rovná jejímu odumírání a ztrátám respirací v průběhu roku.

- Rozklad opadu je v průběhu sukcese stále významnějším faktorem tvorby půd. Obsah humusu a celkového dusíku v půdě stoupá, úloha opadu z biotického subsystému při poutání a uvolňování živin je v ekosystému stále důležitější. Množství živin vázaných v živé i odumřelé biomase v klimaxu vrcholí.
- Struktura celého ekosystému se v průběhu sukcese komplikuje a tato komplikovanost vrcholí v klimaxu. Druhové bohatství vrcholí ve středních stadiích sukcese a v klimaxu klesá.
- Rychlost výměny živin mezi biotickým a abiotickým subsystémem zprvu roste, v pozdních stadiích sukcese značně klesá. Minerální koloběhy se tím v průběhu sukcese uzavírají, výstupy z ekosystému jsou v klimaxovém stadiu minimální.
- **Tím stoupá odolnost rostlinného společenstva i celého ekosystému vůči narušení zvenčí. V závěrečných fázích sukcese se však po narušení tempo návratu do původního stavu ve srovnání s „ranějšími“ sukcesními stadii zpomaluje.**

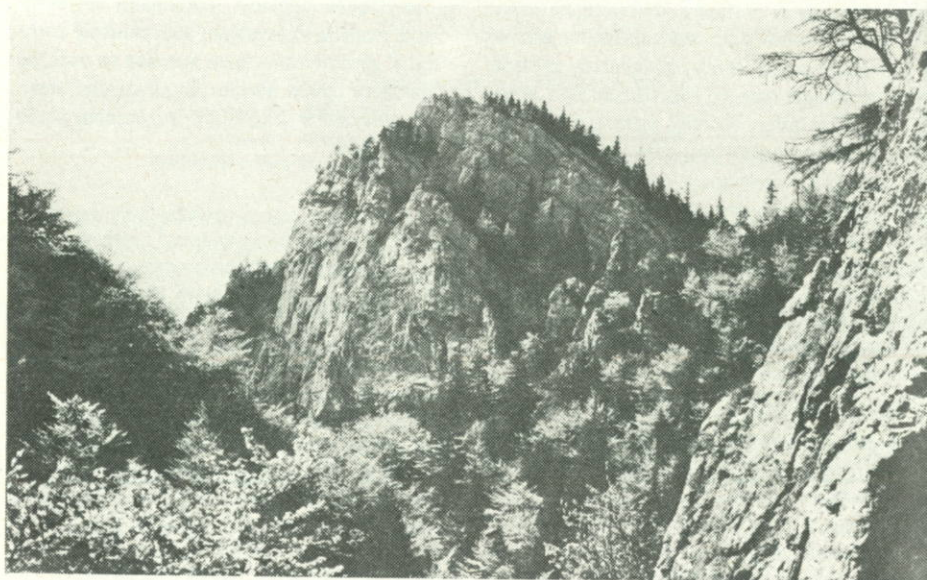
Původní pojetí sukcese v přesném (užším) smyslu bylo přísně deterministické, ale zkušenosti z terénních šetření vedou spíše k pojetí pravděpodobnostnímu (probabilistickému); pak se pro předpokládanou následnost biocenóz v sukcesní řadě nepoužívá výraz „zákonitost“, ale „zákonitý trend“. A všechny trendy mají — na rozdíl od přírodních zákonů — výjimky; pro ty, kdo přijali za svou koncepci homeorhézy (kap. 4), je to ovšem samozřejmé.

Změny biocenóz podle příčiny je nutno přísně rozlišovat: některé z nich jsou vyvolány změnami abiotického prostředí, jiné však tyto změny abiotického prostředí samy vyvolávají. Adaptivní změny v důsledku působení faktorů vnějších vůči biocenóze („ba“, třídění ze str. 120) mohou vést od výše organizovaných k méně organizovaným, a tudíž vývojově nižším biocenózám, mohou být biologicky progresivní i regresivní; lidská činnost v pojetí sukcese patří samozřejmě do kategorie faktorů vůči biocenóze vnějších. Jestliže sukcese v přesném smyslu („bb“, tj. změny biocenóz vyvolané autonomním vývojem ekosystémů) přivádí biocenózy ke stupňující se jednotě s prostředím, pak tyto změny mohou být pouze progresivní. V tomto ohledu se vynořuje rozpor mezi přírodovědeckým a antropocentrickým hodnocením, kterým se budeme ještě zabývat v závěru této kapitoly a pak znovu v kap. 10.

*) Pravidelné sezónní změny biocenóz v ročních cyklech nebyly brány v úvahu.



A



B

Jen ve zcela nepřístupných polohách (dnes většinou přírodních rezervacích anebo ochranných lesích) se uchoval přírodní stav trvalých iniciálních stadií sukcese.

A Skalní stepi obklopené zakrslými doubravami v rezervaci Oupoř (Křivoklátsko, geobiocenózy bukodubového vegetačního stupně na spilitu).

B Skalní stepi a navazující řídké modřínové bory v rezervaci Prosiecka dolina (Chočské vrchy, geobiocenózy jedlobukového vegetačního stupně na dolomitech).

5.3. SUKCESE JAKO VÝVOJ EKOSYSTÉMŮ PODNĚCOVANÝ BIOCENOZOU

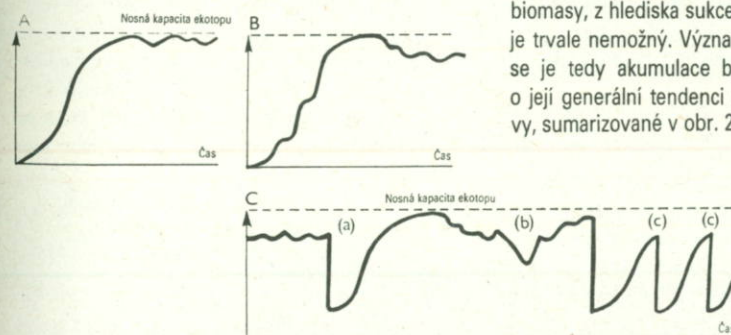
Autogenní sukcese ekosystémů (sukcese v pravém, úzkém smyslu) je výsledkem interakcí mezi biocenózou (subsystémem organismů) a ekotopem (subsystémem prostředí). Projevuje se tendencí vyrovnávat vznikající nerovnováhy biocenózy a ekotopu jako dvě protikladné stránky v ekosystéměch. Zdrojem pohybu je rozpor tendencí k uspořádanosti a neuspořádanosti, který je v případě sukcese řešen ve prospěch první tendence – směřováním k větší uspořádanosti (organizovanosti a strukturovanosti) ekosystému, k jeho větší odolnosti vůči rušivým vlivům tím, jak biocenózy přeměňují prostředí svou vlastní látkovou výměnou. Ekologická stabilita přírodních ekosystémů vůči těm vlivům, za jejichž působení se tyto ekosystémy cestou přírodního výběru stabilizovaly, proto v rámci dané sukcesní série dosahuje maximální hodnoty.

Dynamika záměn ekosystémů v sukcesní řadě se projevuje nejmarkantněji přestavbou struktur biocenózy; víceméně skrytou příčinou této přestavby jsou změny ve výměně hmot a energií, změny energomateriálového toku ekosystémem. Rovnost

vstupů a výstupů ekosystému vede ke quasi-stacionárnímu stavu, který je výsadou některých koncových stadií sukcese (klimaxů v širokém pojetí); k udržení takového systému s maximální stabilitou je však třeba maximální množství vnitřní energie ekosystému.

Nerovnost vstupů a výstupů vede k sukcesi, je jejím spouštěcím mechanismem. Z bioenergetického hlediska je proto příčinou sukcese nerovnováha mezi příjmem a výdejem energií a hmot v ekosystému:

- Příjem je větší než výdej – v ekosystému se akumuluje hmota (biomasa), energie a informace: z hlediska sukcese proces jednoznačně progresivní.
- Příjem je zhruba totožný s výdejem – v ekosystému je akumulováno (v rámci limitů vymezených ekotopem) maximum hmoty, energie a informace. Každoročně fixovaná energie je opět spotřebovávána (prodávána všemi organismy), průměrný čistý přírůstek biomasy je nulový. Teprve zde je uskutečněna dynamická rovnováha systému podle postulátů v kap. 6.
- Příjem je menší než výdej – znamená spotřebu biomasy, z hlediska sukcese regres a stav, který je trvale nemožný. Význačnou vlastností sukcese je tedy akumulace biomasy biocenózou a o její generální tendenci existují různé představy, sumarizované v obr. 29.



Obr. 29 Tři představy o akumulaci biomasy v průběhu sukcese

A – Akumulace biomasy roste plynule a průběžně v průběhu sukcese až na hranici vymezenou přírodními podmínkami a na ní se udržuje s malým kolísáním. Původní a současné redukcionistické představy, realistické pro klimaxové stepi, tundry, možná i pouště)

B – Akumulace biomasy v průběhu sukcese probíhá v jednotlivých kvalitativně odlišných a relativně stabilizovaných stadiích – zvláštních ekosystéměch – a pak víceméně osciluje pod hranicí dosažitelného maxima, k němuž se málokdy přiblíží

V případě primární sukcese asi realističtější představa než A.

C – Hypotetický průběh akumulace biomasy v průběhu sekundární sukcese, zprvu v přírodním lese, v němž dochází – byť v dlouhých časových intervalech – ke katastrofickému narušení přírodními živly (a – požár bleskem, b – polom vichřicí), pak v hospodářském lese s pravidelnou holosečnou sklizní (c, v němž je abstrahováno od výskytu kalami; podle Bormanna a Likense 1979)

Představa, která vyjadřuje současný stav poznání pro lesní biomy, neplatí však obecně.

Schéma na obr. 29 A říká málo nebo nic o sledu sukcesních stadií jako kvalitativně různých biocenóz. Věrně odpovídá sekundárním sukcesím, při nichž jde spíše o generační cyklus téhož ekosystému (např. samovolná regenerace jehličnatého lesa, v němž se bylinné a mechové patro na holině příliš nemění). Teprve rozdělení na sukcesní stadia s charakterem zvláštních ekosystémů znamená i rozdělení na informační jednotky, v jejichž rámci lze sukcesi hodnotit jako kybernetický a informační proces. V průběhu takových sukcesních sérií nevstupují do ekosystémů odlišné jen energie světelného záření a materiální vstupy (voda, CO₂, minerální a organické látky), ale také informace v podstatě uložené v živých buňkách – v genetickém kódu druhů skládajících biocenózu. V ekosystému se tak akumuluje nejen biomasa, ale také informace. Bez pochopení této informace nelze pochopit rostoucí organizovanost ekosystému v průběhu sukcese ani vysvětlit regulační mechanismy biocenóz a zpětné vazby vymezující ekologickou stabilitu různých sukcesních stadií. Také paralelní vývoj půd lze považovat (podle Moravce 1969) za určitý druh kybernetické paměti, která akumuluje a uchovává vlivy předcházejících sukcesních stadií (jak skvěle dokládají Ložkovy studie, viz obr. 12. Tyto představy shrnuje obr. 31 B a (konkretizovány pro ekotopy klimaxových jedlových bučin) tabulka na str. 126.

Dlouhé sukcesní řady však často vznikají arbitrárně podle uměle definovaných syntononů i v případech, kdy ekologické změny probíhají spíše jako kontinuum podle schématu na obr. 32 A. Přechodná společenstva fytocenologové nezaznamenávají, názvy syntononů jsou nespojitě a v důsledku toho se může sukcese jako sled nespojitých útvarů pouze jevit, ale z ekologického hlediska bude kontinuem.

Také představa o stabilizaci biomasy zhruba na úrovni dosažitelného maxima („nosné kapacity prostředí“), neodpovídá empirickým poznatkům. Např. v ± stejnověkové lese následuje cestou ke klimaxu po kulminaci rozpadová fáze, během níž dosahuje čistá produkce záporných hodnot, a po nevyhnutelném poklesu akumulované biomasy se teprve ustaluje dynamická rovnováha, v jejímž rámci se čistá produkce a ztráty živé biomasy odumíráním zhruba vyrovnávají.

I když budeme na sukcesní sérii nahlížet jako na pravděpodobnou trasu samovolného vývoje ekosystémů v duchu pojetí homeorhézy, můžeme v ní rozeznávat kvalitativně odlišná stadia vybavená určitou úrovní homeostázy, která účinkuje mj. proti strukturním změnám ekosystému. Homeostáza každého sukcesního stadia je v přímém vztahu k jeho organizovanosti. Čím vyšší bude organizovanost ekosystému, tím lépe bude tento ekosystém (v podmínkách bez lidských vlivů) odolávat působení vnějších podnětů a tím lépe se bude samovolně zotavovat a obnovovat po narušení.

V průběhu sukcese tedy působí jako dva protichůdné vektory:

- akumulace biomasy a informace, která vede k progresivním změnám ekosystémů
- homeostatické mechanismy, které působí proti (regresivním i progresivním) změnám ekosystému ve smyslu uchování daného sukcesního stadia.

Předpokládáme, že za setrvalého působení akumulace biomasy a informace působí v kvalitativně jednotlivé sukcesní fázi některé podněty, které jsou homeostatickými mechanismy anulovány; ekosystém tak prodlévá pro určitou dobu ve svých podstatných vlastnostech (např. druhové skladbě) nezměněn. To platí ovšem jen po určité prahové úrovni těchto podnětů, za kterou homeostatické mechanismy selhávají, v ekosystému dochází ke změně kvantity v kvalitu, a ten se mění (někdy velmi rychle) v ekosystém jiný, lépe odpovídající nově vzniklým poměrům.

Původně plynulá logistická křivka znázorňující sukcesní sérii se za tohoto předpokladu rozčlení do stupňovitě řady kvalitativně odlišných stadií, vyznačených plochými úseky křivky s vlastní specifickou úrovní homeostázy (obr. 29 B). Tyto úseky odpovídají článkům sukcesní řady, které znamenají kratší nebo delší prodlevu v celkové sukcesi, směřující k nejvyšší úrovni biomasy a informace. Když tyto fáze přetrvávají dosti dlouho, aby se staly předmětem typizace, můžeme sestavit sled ekosystémů (definovaných obvykle jen fytocenózami), které se vystřídají na cestě ke klimaxu a tvoří úplnou sukcesní sérii.

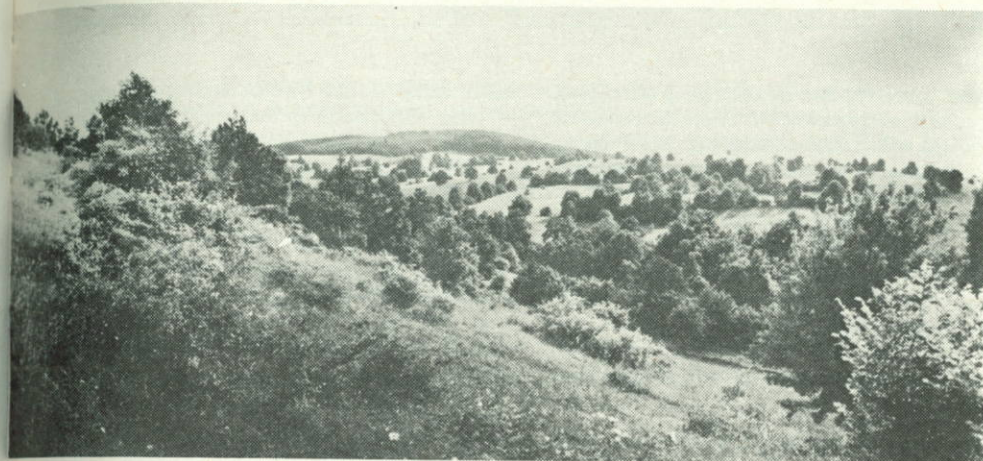
■ Pro vznik nových typů ekosystémů jsou na základě empirických poznatků o sukcesi potřebná řádově tato časová rozpětí:

1–4 roky: společenstva jednoletých plevelů a jejich fauna (liší se podle zásoby semen v půdě, reziduí pesticidů v ní a podle vzdálenosti, ze které se uskutečňuje opětá kolonizace)

8–15 let: vegetace eutrofních stojatých vod; živočišstvo jen za předpokladu, že je v blízkosti obdobný sukcesně vyspělejší biotop, z něhož mohou kolonizující organismy migrovat

10–15 let: vegetace mezi a větrolamů bez specializovaných druhů; je-li nejbližší vyspělý biotop více kilometrů vzdálený, dochází ještě po desetiletích k minimálnímu osazení novými druhy

několik desetiletí: xerothermní nebo hygrolinní nelesní společenstva, jež byla převedena na kulturní louky intenzivním hnojením a postupně regenerují, a to často jen s neúplnou druhovou garniturou



Tři ukázky spontánního návratu lesa na původní plochy zbavené vlivu pastvy nebo kosení:
a – Bílé Karpaty (dubobukový vegetační stupeň, Jazevčí nad Petrušskými mlýny, okres Hodonín)
b – Slovenské Rudohory (jedlobukový vegetační stupeň, Vyšné Polianky-Kremenovo, okres Zvolen)
c – Šumava (bukosmrkový vegetační stupeň, Srní, okres Klatovy)

staletí: vznik vyspělých karbonátových profilů v půdě; vznik lesní geobiocenózy včetně specializovaných lesních druhů vyšších rostlin (některé „hájové“ druhy), měkkýšů, na lesní půdu vázaných brouků atd.; specifická „pralesní“ fauna se neobnoví ani po staletích

tisíciletí: vznik vyspělých humusových profilů vývojově zralých půd; reprodukce zaniklého klimaxového společenstva s druhově nasycenými společenstvy v dané krajině; obnova specifické fauny rašelinišť s charakterem reliktních ostrovů je (i při růstu organogenního sedimentu řádově 0,1 cm za rok) málo pravděpodobná

několik tisíciletí: tvorba vyspělých morfologicky a chemicky diferencovaných půdních profilů ze surové země (např. na odkryvech nebo výsypkách).

Platí tedy, že v relativně krátkém čase jsou nahraditelná svou rychlou regenerací jen „pionýrská“ společenstva raných sukcesních stadií s vysokou dynamikou a vodní společenstva (hydrobiocenózy) stojatých vod, jež se i v přírodní krajině vyskytovala ostrůvkovitě. Sukcesně vyspělé suchozemské ekosystémy (geobiocenózy) však mohou být ve své přírodní podstatě vytvořeny, resp. obnoveny jen v časových rozpětích přesahujících obvyklé prognostické horizonty.

Samovolná záměna rostlinných společenstev v průběhu sekundární sukcese na ekotopu živné jedlové bučiny (na živných hnědých lesních půdách středohor); některá z uvedených sukcesních stadií mohou být „přeskočena“:

Změny ekotopu	Pravděpodobný sled biocenóz
Vyklučení lesa, zatravnění, dlouhodobá pastva nebo kosení, přímé oslunění půdy a řetěz dalších důsledků na odlesněném ekotopu Absence pastvy a kosení	Travní společenstvo na hnědé lesní půdě udržované pastvou nebo kosením Pastvina zarostlá jalovcem <i>Juniperus communis</i> Nálety s převahou pionýrských dřevin břízy a osiky <i>Betula pendula</i> , <i>B. verrucosa</i> , <i>Populus tremula</i>
Odrůstající zmlazení lesních dřevin s převahou smrku nebo umělá výsadba (zápoj dřevin se uzavírá, vytváří se lesní fytoklima pod porostem, rostlinné společenstvo se stabilizuje)	Porostliny lísky a teplomilných keřů (v zástínu se objevují lesní byliny i semenáčky dřevin) Různé směsi smrku, buku, jedle, které se mohou střídát a obměňovat po staletí <i>Picea excelsa</i> , <i>Fagus silvatica</i> , <i>Abies alba</i> Sukcesně vyspělý, zralý („klimaxový“) ekosystém jedlové bučiny <i>Abieto-Fagetum</i>

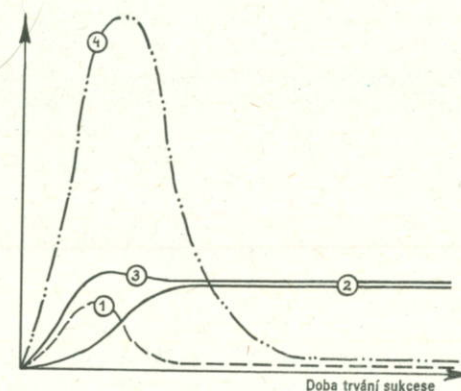
Časový průběh jednotlivých stadií v rámci sukcesní série je tedy velmi rozmanitý, ale úplná sukcesní série na suché zemi přesahuje svou délkou obvykle lidský život. Nejrychlejší a velké změny zaznamenáváme vždy na začátku sukcesní řady, tj. ve vývojově nezralých „pionýrských“ ekosystémech (na obnažených dnech vodních ploch, požá-

řistích, lesních vývratištích a polomových plochách; v člověkem ovlivněných ekosystémech na holosečích, opuštěných polích nebo lukách, jež přestala být kosena, apod.). To považujeme za důkaz relativně slabé homeostázy raných sukcesních stadií.*)

V průběhu sukcese se tempo změn ekosysté-

*) Samozřejmě narušení sporé vegetace na výsypce se rychle zacelí, obnažené rybníční dno se i po vyhrnutí rychle zazeleňuje atd. To však není projevem homeostázy, ale specifické formy ekologické stability raných sukcesních stadií, tzv. resilience (viz kap. 6).

Obr. 30 Schéma změn vybraných charakteristik ekosystémů v průběhu sukcesní série
1 – časová dynamika populace „pionýrského druhu“ („r – strateg“ podle kap. 3.5.4.3)
2 – časová dynamika populace druhu charakteristického pro klimaxové cenózy („K – strateg“, kap. 3.5.4.3)
3 – druhová diverzita biocenózy
4 – netto produkce biomasy (běžný periodický přírůst)
Nevýrazný vrchol křivky 3 zhruba odděluje „pionýrská“ sukcesní stadia od stadií se zřetelnou biocenotickou kontrolou ekosystému nad prostředím, a tudíž s relativně vysokou odolností.



Dříve pečlivě kosené louky na strmých stráních se pokrývají lískovými porostlinami a v průběhu dalších desetiletí by daly bez lidské intervence vznik zapojenému lesu (jedlobukový vegetační stupeň, Velká Fatra, Trlenská dolina, okres Ružomberok)

mů zpomaluje, poměrně malé a pomalé změny charakterizují sukcesní stadia blízká konečnému stavu. To je důkazem relativně dobře vyvinuté homeostázy vyspělých sukcesních stadií.

Klimaxovými biocenózami by v našich zeměpisných šířkách byly převážně (alespoň na 95 % plochy) lesy. V sukcesně zralém lese dosahuje zásoba biomasy i živin maxima, avšak netto produkce je minimální (průměrná produkce se vyrovnává se ztrátami dýcháním biocenózy). Sukcesně dokonale vyspělý, zralý ekosystém je z hlediska možností využívání biomasy člověkem vlastně „přestárý“, protože neumožňuje žádné trvalé využívání biomasy; pravidelný odběr biomasy by ho vrhl do mladších sukcesních stadií, a takový ekosystém tedy přestává být sukcesně zralým. Je ovšem možné hospodářsky využívat les v podobě blízké klimaxu, ale i pak se podle současných poznatků bude netto výnos s přiblížováním tomuto stavu od určitého bodu snižovat.

Finální „klimaxový projekt přírody“ se nemohl nikdy (tj. ani v podmínkách bez lidských zásahů) uskutečnit na všech ekotopech, ale jen v klimaticky podmíněných konečných fázích vývoje reliéfu a půd – na půdách relativně nejlubších a nejvyšších. Vlivem zvláštních půdních poměrů (extrémní vlhko, sucho, nadbytek vápníku, hořčiku nebo solí) je místy vývoj ke klimaxu blokován na úrovni některého vývojově „nižšího“ sukcesního stadia nebo dokonce na úrovni (trvalého) pionýrského společenstva („blokována sukcesní stadia“).

V blokováných sukcesních stadiích se podobně jako v klimaxu ustaluje dynamická rovnováha vstupů a výstupů, není však dosažena akumulace biomasy odpovídající klimaxu. Dochází zde ke ztrátám organické i minerální hmoty, např. erozí, nebo se uplatňují jiné přírodní faktory, které nedovolí dokončit „normální“ (danému klimatu odpovídající) vývoj půd. Některé druhy organismů nutné pro ustavení klimaxové biocenózy zde trvale nenacházejí existenční podmínky. Tyto dva aspekty lze interpretovat ve srovnání s klimaxem jako ztrátu informace, příznačnou pro ranější sukcesní stadia, a plyne z nich i předpoklad nižší ekologické stability blokováných sukcesních stadií.

Ekologicky nejstabilnější jsou klimaxové ekotopy vymezené vývojově zralými půdami, vyvinutšími se pod převažujícím vlivem klimatu (v teplém

a suchém nelesním podnebí černozemě, pod listnatým opadavým lesem hnědozemě, event. hnědé rendziny, v subalpínských polohách humusové podzoly). Jejich ekologicky rozhodujícími vlastnostmi jsou hloubka, absence extrémních fyzikálních nebo chemických vlastností, příznivé zrnitostní složení (půdy písčito-hlinité až hlinité). Vybíjejí se na nich zonální společenstva, uspořádaná zonálně podle makroklimatických podmínek, bez vlivu přídavné vody v půdě (habrové doubravy, bučiny, zonální smrčiny).

Ekologicky méně stabilní (až labilní) jsou ekotopy blokováných sukcesních stadií, na nichž se prosazují organismy přizpůsobené extrémním ekologickým podmínkám (S-strategové podle Grimea – viz kap. 3.5.4.3.). Takové ekotopy jsou vymezeny mělkými vysychavými půdami (rendziny a rankery), střídavě až trvale zamokřovanými půdami (pseudogleje až gleje), chemicky jednostranně dotovaným půdním roztokem (půdy na serpentinu přesycené hořčíkem, slané půdy přesycené většinou sodíkem, ale i jinými prvky). Na ekotopech blokováných sukcesních stadií („edafických klimaxů“) se vyvíjejí např. reliktní bory, dealpínské bory, suťové javoriny, přesličkové jedliny, potůční jasaniny.

Za primárně dlouhodobě nestabilní musíme považovat ekotopy iniciálních lesních společenstev, např. porosty kosodřeviny na suťových kuzelech, společenstva křovitých vrb na čerstvých náplavech nebo olšiny olše šedé.

K sukcesně vyspělým stadiím je třeba přiřadit podle novějších poznatků i některé člověkem ovlivněné nebo vytvořené ekosystémy, které přitahují v diskusích o sukcesi a ekologické stabilitě stále větší pozornost: stepní lada, květnaté louky, některé mokřady; v sousedních státech např. maďarská pusta, německá vřesoviště. To vše jsou ekosystémy s ekologickou stabilitou navozenou nebo udržovanou činností člověka, ačkoli v sukcesní sérii stojí svou sukcesní vyspělostí někde mezi iniciálními pionýrskými stadii a klimaxem; vyznačují se velkou diverzitou (velkým počtem druhů rostlin i živočichů), která s vývojem ke klimaxu obvykle klesá. Některé z těchto ekosystémů mají (v rozporu s původními formulacemi teorie sukcese) odolnost vůči soudobým vnějším vlivům dobře srovnatelnou se sukcesně nejvzrálějšími ekosystémy na shodném ekotopu a někdy je v tomto směru možná i předstihuji.



Spontánní obnova klimaxové bučiny, propojená se začátkem rozpadu (Moravský kras, státní přírodní rezervace Habruvecká bučina, okres Blansko)

5.4. KONEČNÝ ČLÁNEK SUKCESNÍ SÉRIE?

■ Koncepce klimaxu má dlouhou historii. Americký ekolog F. Clements, který ji prvně v roce 1916 zformuloval, předpokládal jediný klimax v každé klimatické oblasti jako konečný bod všech sukcesních sérií, ať začaly na písčivém přesypu, na opuštěném poli nebo jezerní hydrobiocenózou, která se vyvíjí k suchozemskému klimaxu.

Není divu, že tato „monoklimaxová“ teorie byla odmítnuta a nahrazena „polyklimaxovou“ teorií, podle níž jsou lokální klimaxy formovány buď určujícím vlivem jednoho ekologického faktoru, nebo také jejich kombinací: podnebí, půdními podmínkami, topografií, požáry atd. Na prosazení polyklimaxové teorie se ve třicátých letech významně podílel český botanik K. Domin; názvosloví různých klimaxů se v jejím rámci rozbujelo do šířky, která je pro naše účely zbytečná.

Podstatou sukcesní teorie je, že zprvu relativně rychlý sled sukcesních stadií vyústí (za relativně stabilních klimatických, půdních i hydrologických podmínek a bez ovlivňování lidskou činností) – buď v ekosystém bez významných změn podstatných charakteristik, – nebo v ekosystém s mírnými cyklickými změnami, limitovanými dostupností živin a vláhly pro členy fytoocenózy v rámci daného půdotvorného procesu.

Toto konečné stadium sukcese odpovídá (s určitými zanedbatelnými odstíny) široce chápanému klimaxu (Clements 1916), potenciální přírodní vegeta-

cii (Tüxen 1956), zralému nebo vyspělému ekosystému (Margalef 1963). Takové suchozemské ekosystémy charakterizuje fytoocenóza, která je zásobována pouze srážkovou vodou, stabilizuje povrch půdy i půdní profil a nepůsobí ani nepodporuje svou životní aktivitou změny prostředí, ale je vůči nim maximálně odolná. Celý ekosystém v takto vzrálém stavu se vyznačuje dynamickou rovnováhou biomasy, struktury a druhové složky.

Potenciální přírodní vegetace zahrnuje ve vyspělých ekosystémech **zonální** společenstva, což jsou právě klimaxy odpovídající podnebí na vyspělých půdách: z blokováných sukcesních stadií **extrazonální** vegetaci, která odpovídá lokálním odchylkám klimaxu vyplývajícím ze zvláštní polohy – např. strmého svahu – vůči oslunění; **azonální** společenstva, jež odpovídají zvláštním půdním a hydrologickým podmínkám a neváží se na jeden typ klimatu, ale např. na hydromorfní půdy nebo váté písky.

Pojetí sukcesně vyspělého ekosystému je tak volné, že umožňuje vedle potenciální přírodní vegetace přiřadit ještě i některá společenstva polopřírodní vegetace. Společenstva, jež dosahují zákonitě klimaxového stadia mezidruhovou konkurencí, jsou však přísně vzato jen zonálními společenstvy, vázanými (na rozdíl od biologicky extrémních ekotopů) na biologicky relativně produktivní ekotopy.

■ Nerovnováha biocenózy a ekosťu – hlavný faktor dynamiky sukcesie – tedy v rámci sukcesní řady určitého ekosťu dosažením klimaxu (event. potenciální přírodní vegetace nebo vývojem zralého ekosťu) odpadá a je dosaženo jednoty biocenózy s prostředím. Bývá namítáno (zcela obecně, a tudíž abstraktně), že vývoj je nekonečný bez ohledu na to, zda se klima mění či nikoli, a že to musí platit i pro vývoj rostlinných společenstev. Dokud však nebude tato námitka konkretizována pro změny určitého ekosťu, platí za správný poznatek, že změni-li se soudobý sukcesně zralý ekosťem v jiný, nebude to v důsledku změn prostředí způsobených životní aktivitou klimaxové biocenózy, ale vždy zde musíme předpokládat důsledek vnějších vlivů (převážně lidské činnosti), tedy spíše pasivní adaptaci než sukcesii. Maximální ekologická stabilita sukcesně zralého ekosťu platí absolutně právě jen v rámci dané sukcesní série a plyne z ní maximální odolnost vůči těm vlivům, na jejichž působení se ekosťem cestou přírodního výběru adaptoval; neznamená, že mimo okruh těchto vlivů (při působení nových podnětů nebo podnětů nebyvalé intenzity) se takový ekosťem nemůže zhroutit.

Znamená to snad, že tím sukcese končí? Je zřejmé, že ideální rovnováha ekosystému vyžaduje, aby odumírající jedinci jeho biotického subsystému byli nahrazováni novými jedinci v dlouhodobě vyrovnaném poměru. V poněkud složitější formulaci: Teoreticky stacionární druhové složení společenstva vzniká a udržuje se za předpokladu, že v každé další generaci zůstává v čase konstantní pravděpodobnost náhrady týmž druhem nebo některým z druhů s obdobnými ekologickými nároky. Takový stav lze doložit jen u mimořádně dlouhověkých organismů typu K-strategů, tedy v lesích (a to ještě převážně jen v temperátní zóně). Luční společenstva se sice cyklicky udržují v jistém rozmezí, ale střídavá dominance druhů je pravidlem. I zdánlivě konstantní stepní společenstva značně kolísají.

Není divu, že identifikovat stabilní klimaxové společenstvo v terénu je mimořádně náročné. Většinou můžeme jen konstatovat, že tempo změn se zvolnilo na úroveň, kdy změny už nedokážeme rozoznat. Jestliže sukcesní série trvá stovky let, než je dosaženo klimaxového stadia, ale po krátký nebo extrémně silné víchřice se vracejí v kratších cyklech, pak sukcese nemusí nikdy dospět do své „cílové stanice“. A když připustíme, že sukcese lesních ekosystémů v poledové době nemusela být dosud ukončena a že v severní části mírné klimatické zóny dosud probíhá, pak je sporné, zda klimaxová vegetace není než zbožný sen teoretiků.

Klimax tak zůstává jednou z nejkontroverznějších koncepcí ekologie. Označuje takový konečný

stav ekosystému dosažený sukcesí, jaký se může udržovat po celou dobu stabilních vnějších podmínek. I když necháme stranou oblasti intenzivního antropického ovlivnění, kde podmínka stability vnějších podmínek bezpečně není splněna, existují i přírodní poměry s periodickým masovým narušováním společenstev (např. ohněm, vichřicí, přemnožením hmyzu, neregulovanou exploatací) v období pouhých několika desetiletí. V takových podmínkách vede teorie klimaxu k zavádějícím a matoucím závěrům.

■ Teorie klimaxu byla vypracována pro ekosystémy mírného klimatického pásu s propustnými půdami a selhává v subarktickém podnebí s krutými mrazy a zákonitým hromaděním organické hmoty vlastní činností ekosystému. Zde v podmínkách špatně drenovaných půd (např. na „věčně zmrzlych“ vrstvách tzv. permafrostu) neplatí předpoklady sukcesní teorie, že rostlinné společenstvo tlumí teplotu i vlhkostní extrém, že půda je chráněna před přílišnou vlhkostí i vysycháním a že se množství přístupných živin zvyšuje. Naopak akumulace nerozložené organické hmoty zde vytváří podmínky pro rozpad lesa a jeho přechod k otevřené rašelině. Přirozený vývoj společenstva zde tedy narušuje podmínky prostředí příznivé pro další sukcesí – sukcese má „sebezničující“ rysy. Klasické pojetí sukcese vedoucí k jednému klimaxu je proto v boreálních ekosystémech těžší udržetelné.

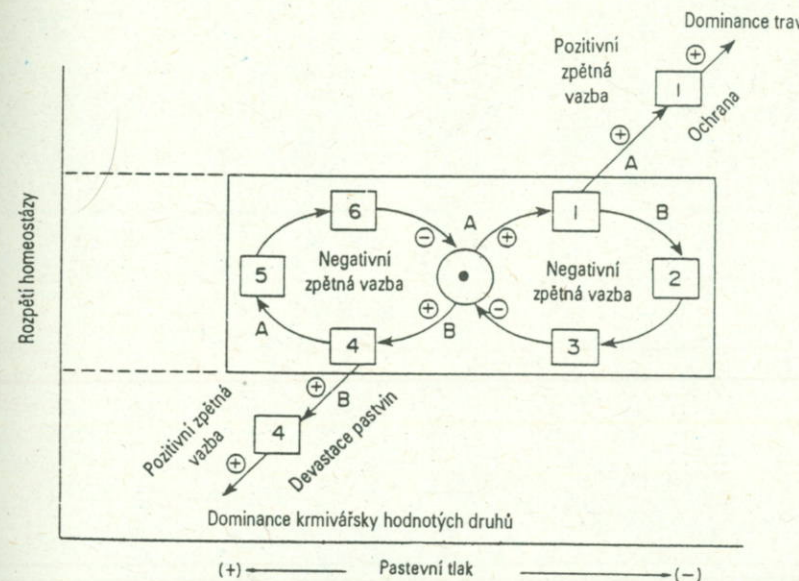
Ani v našich zeměpisných šířkách nelze některé děje ve smrkovém vegetačním stupni přiměřeně vyjádřit v rámci tradiční koncepce sukcese a klimatu. I v podmínkách bez podstatného lidského vlivu je v subalpinské zóně nápadný výskyt starých rozpadajících se smrčín s nedostačujícím zmlazením nebo i jeho absencí. Jakmile vzájemná kompetice jedinců dřevin odpadá, protože extrémní vnější podmínky k ní nedávají předpoklady a stromy se vyvíjejí spíše jako soubor solitérů než jako semknutý porost, ztrácí pojetí sukcese směřující ke klimatu smysl. Všechny dřeviny jsou „pionýrské“ a namísto homogenního ekosystému vzniká nepřetržitý prostorový ekoton, trvale předurčený topografií. Čím dále k severu a čím výše do hor (blíže k alpské hranici lesa), tím častěji jsou tyto extrémní situace.

Obdobné pochybnosti vzbuzuje platnosť klimaxové teórie ako „konečné stanice“ mnoha sukcesných řad v prostredí stredomorské subpórické zóny vŕzdzených neopadavých listnáců. V této oblasti, klimaticky v Evropě nejpříznivější pro pravěké osídlení, musíme – na rozdíl od opadavých lešů mírného pásu – počítat s výrazným antropickým ovlivňováním vegetace už v hluboké prehistórii paleolitickými lovci a sběrači, tj. po několik desítek tisíc let. Populační exploze býložravců zde snad byly znemožňovány každoročními letními suchy s nedostatkem krmné biomasy, takže sotva docházelo k naprosté devastaci bylinné i dřevinné vegetace. Tato „pojistka“ mohla fungovat i po nahrenání divokých kopytníků domestikovanými stády. Vysoká inten-

5/4 KONEČNÝ ČLÁNEK SUKCESNÍ SÉRIE?

zita pastvy a frekvence požárů se proto mohly stát v evoluci středomořských ekosystémů normálním existenč-

ním faktorem, na jehož působení jsou adaptovány dlouholetým vývojem. Tuto představu formalizuje obr. 30).



Obr. 30 Teoretický model dynamické rovnováhy (sekundární homeostázy podle Librové 1990, viz kap. 5.6) středomořské pastorální krajiny (Naveh et Lieberman 1984)

Převaha travních ekosystémů a machčii je udržována namísto „klimatického klimaxu“ (lesa vždyzelených neopadavých listnáčů) zpětnými vazbami pastvy a vegetace jako hlavního ekologického faktoru, který narušuje i ustaluje dynamickou rovnováhu. Vysoká prostorová rozmanitost i vysoká dlouhodobá stabilita krajiny jsou udržovány při obvyklých značných fluktuacích podnebí i způsobů využívání člověkem „řádem zprostředkovaným fluktuací prvků“ okolo centrálního bodu. V hranicích homeostázy (viz kap. 4) fungují negativní zpětné vazby, které se však při překročení těchto hranic „přepóluji“ a mění se ve zpětné vazby pozitivní.

V hraniciách homeostázy platí:

- 1 – zvýšená hustota trav, redukována hustota bylin; 2 – zvýšená disturbance působící na trávy, zvýšená konkurence bylin; 3 – kontrola expanzivnosti trav mírnou pastvou; smíšené bylinami bohaté a pastvinářsky hodnotné porosty; 4 – redukována hustota trav, zvýšená četnost bylin; 5 – snížení disturbance působící na trávy, snížená konkurence trav; 6 – kontrola expanzivnosti bylin pastvou

Období, kdy narušování krajiny i sukcesních sérií pastvou, požáry, následnou půdní erozí nebo suchem bylo určujícím faktorem formování středomořské krajiny i jejích ekosystémů, trvalo pravděpodobně dosti dlouho, aby si tyto faktory svým selekčním tlakem vynutily vznik řady druhů i celých společenstev přizpůsobených pastoralní krajině přetvářené člověkem (s pestrou mozaikou polopřírodních, kulturních a přirozených ekosystémů) lépe než přírodní ekosystémů tvořené výlučně klimaxovými ekosystémy. Klimatické předpoklady současné klimaxové vegetace zde existují zhruba 7 tisíciletí, zatímco víceméně trvalé antropické narušování sukcese nejméně po 40 tisíciletí. Proto může teorie klimaxu sotva poskytnout pro Středomoří smysluplné závěry.

Oblast opadavého listnatého lesa mírného podnebí je

materskou oblastí teorie klimaxu a její empirické základy pocházejí odtud. Zde probíhá autogenní sukcese s relativně největší pravděpodobností, že vývojově vyspělý ekosystém dosáhne dynamické rovnováhy s prostředím. Zdá se, že ve směru klimatických gradientů mimo klimaticky mírný zeměpás nabývá katastrofický vývoj většího významu. Dogmatická interpretace zákonitostí sukcese na jiné biomy je sporná. Stává se však spornou i pro naše relativně malé území, kde stabilita ekologických podmínek neexistuje je přinejmenším proto, že zde z nebe prší kyselé deště a současně množství dusíku postačující pro obilná pole. Tyto okolnosti nutí k obezřetlosti, abychom se dogmatickou aplikací teorie sukcese v současné krajině nedostali do zajetí schémat platných nanevšest pro přírodu, jaká se přinejmenším za života našich dědů nevrátila.



Biologická diverzita na genetické, druhové i ekosystémové úrovni představuje pro dlouhodobou produktivitu lesů kapitál akumulovaný po staletí a tisíciletí.

Výjimečné nahloučení jedlí maximálních dimenzí – viz postavu u prostředního kmene (Slovenské Rudohorí, Dobročský prales, okres Banská Bystrica)

5.5. DISKUSE SOUČASNÝCH POZNATKŮ O SUKCESI NA ÚROVNI EKOSYSTÉMU

Sukcese je následnost ekosystémů, vyznačující se mj. změnami rostlinných společenstev směrem k vyšší organizovanosti ekosystému a jeho vyšší ekologické stabilitě. Tento proces je podněcován přizpůsobováním rostlinných společenstev dostupným zdrojům energie a živin a realizován postupnou přeměnou abiotického prostředí biocenózou. Vnitřní diferenciace tohoto procesu se projevuje směnou rostlinných společenstev (sukcesních stadií) a vzniká protipůsobením akumulace biomasy a informace s homeostázou daného sukcesního stadia. Konečné články sukcesní řady (klimax a ekotopem blokována trvalá sukcesní stadia) jsou v podmínkách dostupné energie a živin (vlastních pro daný ekotop) a v podmínkách regionální bioty ekologicky maximálně odolné vůči narušování (ať disturbance nebo stresu). Za současné úrovně znalostí o vlastnostech sukcesních stadií se může zdát jisté, že funkční složitost vysoce organizovaných zralých ekosystémů zaručuje maximální odolnost vůči narušování ve srovnání s ranými stadii téže sukcesní řady.

Uvedené závěry teorie sukcese mají plnou platnost za předpokladu, že mezidruhové vztahy v ekosystému se uskutečňují

- v minimálně narušovaném prostředí s malými výkyvy ekologických faktorů a
- dost dlouho, aby bylo dosaženo dynamické rovnováhy společenstva s prostředím.

Protože však prostředí není konstantní ani za absence lidského vlivu a protože soudobé ekosystémy jsou vystavovány antropogenním stresům i disturbancem, bude se měnit i velikost populací v interakci a dosažení dynamické rovnováhy bude i pro mnoho přirozených společenstev spíše výjimkou než pravidlem (viz kap. 3.6.7.2). Proto v podmínkách s vysokou četností intenzivních disturbance i stresů bude v situaci s mimořádnými podněty zvenčí odolnější některé ranější sukcesní stadium, schopné lépe uskutečnit přestavbu své struktury a funkcí po intenzivním působení konkrétní disturbance či stresu.

Absence permanentního narušování je jednou z podmínek sukcese k vysoké stabilitě, organizovanosti a funkční složitosti biocenóz. Tyto vlastnosti mohou být uchovány pouze v příznivém prostředí, v němž není nutno spotřebovávat vysoká množství

energie na opravy a obnovu systému po narušení (navíc k energii potřebné na prosté udržení) – a to není případ ekosystémů pod vlivem intenzivního narušování. Jednoduchý ekosystém složený z tolerantních druhů proto může být při stejné intenzitě působícího vnějšího faktoru stabilnější než složitý systém složený z méně tolerantních druhů.

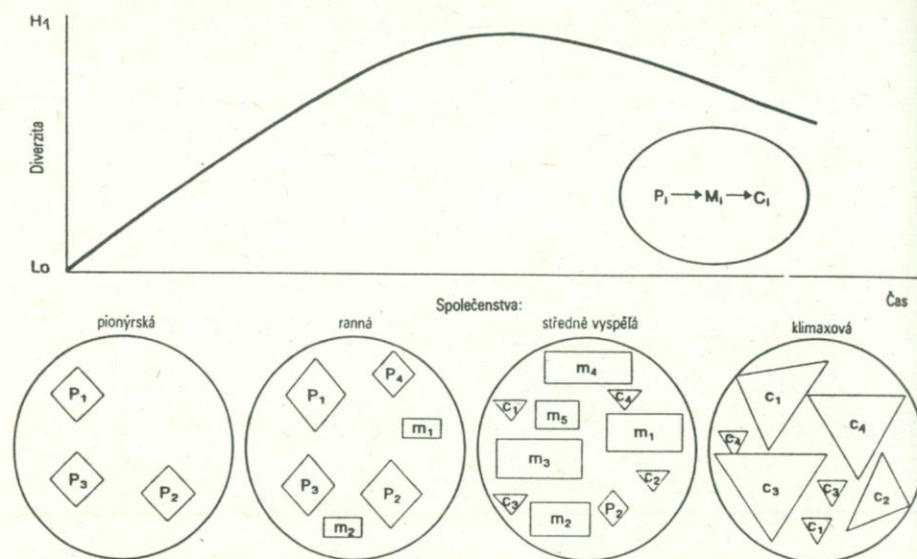
■ Když je společenstvo vnějším zásahem – narušením – navraceno do ranějšího sukcesního stadia, lze jeho další vývoj s velkou pravděpodobností předvídat, jak je možno ukázat na teoretickém modelu diverzity v průběhu sekundární sukcese (Begon et alii 1987, obr. 31 na str. 134): Uvolněný prostor je kolonizován jedním nebo skupinou oportunistických – pionýrských druhů raných sukcesních stadií (p_1, p_2 atd.). Časem se prosadí více druhů, které dospějí, ovládnou střední fázi sukcese (m_1, m_2 atd.) a většina pravých pionýrských druhů je vytlačena. Ve vývojově vyspělé fázi (odpovídající klimaxu) pak vytlačí kompetičně nejsilnější druhy (c_1, c_2 atd.) ostatní. Diverzita tedy začíná na nízké úrovni, roste do středních sukcesních stadií, ve vývojově vyspělém ekosystému opět poněkud klesá.

■ Existují samozřejmě různé typy narušení, které mohou tomuto vývoji bránit. Jejich důsledky závisí mj. na tom, zda se narušení prosadí jednorázově na souvislém území (např. lesní požár, exploatační těžba v lesním komplexu), nebo zda působí bodově (např. lesní vývrátiska, vykácené kotlíky). Ve druhém případě se narušení projeví jako mozaika narušených ploch uvnitř souvislé plochy sukcesně vyspělejšího stadia a taková mozaika, vznikající bodovým narušením hladkého průběhu sukcese, bude druhově mnohem rozmanitější než rozsáhlá území narušená na souvislých plochách, ale také než území zcela nenarušená a zaujatá několika málo dominantními druhy.

Vedle druhu a intenzity narušení je tedy výsledný efekt druhového složení ekosystému závislý na

- počtu bodových narušení
- podílu narušené plochy
- frekvenci, s jakou se narušení opakuje.

Narušení se může opakovat tak často, že společenstvo setrvává dlouhodobě v pionýrské fázi: také však k němu může docházet tak zřídka, že efekt posledního narušení odezněl a byl sukcesí zahlazen. Největší druhová diverzita vznikne při „střední“ intenzitě a frekvenci narušování. Při velmi nízké frekvenci narušení by se konečně většina společenstva ocitla v klimaxovém stadiu, v němž konkurenčně nejschopnější druhy redukovat druhovou rozmanitost společenstva.



Obr. 31 Hypotetický průběh sukcese (Begon, Harper et Townsend 1987): Začíná několika pionýrskými druhy „p“ a malou diverzitou společenstva. Ta kulminuje ve středních fázích sukcese, kdy se vyskytují společně druhy pionýrské „p“, střední sukcesní fáze „m“ i klimaxové druhy „c“. Pak diverzita opět klesá, jak klimaxové druhy vylučují ostatní a stávají se výlučnými dominantami.

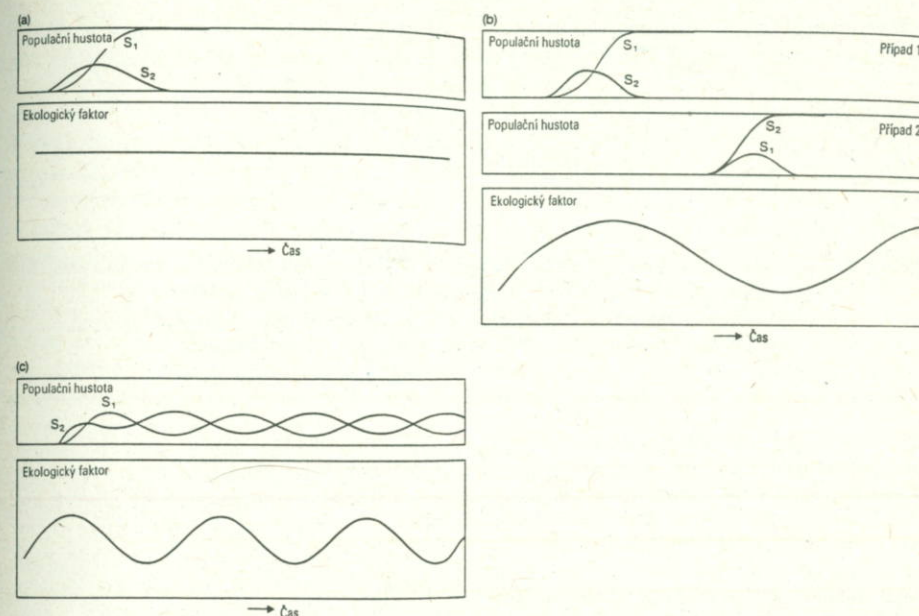
Takto obecně formulovaný popis vyvolává ve středoevropských podmínkách představu podrostního lesa rozpracovaného maloplošnými obnovními prvky. Experimentální důkazy se však opírají především o zkoumání pro nás exotických společenstev podmořských řas na balvanech v přílivové zóně, kde mořský příboj mimořádně intenzivně některé menší balvany obrací, a tím je obnažuje pro rychlou sukcesí. Společenstva řas na velkých balvanech, kterými příboj nepohne, jsou druhově podstatně chudší než společenstva menších balvanů, které příboj občas obrátí a „sukcesně omladí“.

V teoretickém zobecnění si všudypřítomnost narušovaných ekosystémů v soudobé krajině vynucuje rozlišovat dvojí koncepci sukcese: Jedna z nich, kterou lze označovat jako „klasickou“, staví na předpokladu konstantních vlastností prostředí, druhá na předpokladu permanentních fluktuací jeho ekologicky významných parametrů. Za předpokladu konstantního prostředí může být oprávněně soustředěn se na vlastnosti ekosystému v rovnovážném quasistacionárním stavu, na představy o jednoznačně vymezené „nosné kapacitě“ prostředí a o „cílové stanici“ sukcese, k níž směřují všechny ekosystémy.

Druhá z koncepcí sukcese – koncepce permanentních změn ekologicky významných vlastností prostředí, probíhajících předem nepředvídatelným způsobem, se musí soustředit na pomíjivé rysy ekosystému v nerovnovážném stavu a na variabilitu prostředí; neplatí pouze, že prostředí určuje velikost populace, ale sama kolísající velikost populace je významným faktorem prostředí, atd. atd. téměř do nekonečna. Samozřejmě by bylo naivní předpokládat, že skutečný ekosystém má přesně a dlouhodobě definovatelný rovnovážný stav. Připisovat takovou naivitu teorii sukcese by nebylo korektní, protože i ona počítá s množinou rovnovážných stavů a vyvíjející se ekosystém projevuje (i v rámci fluktuace svých stavů) spontánní tendenci se této množině přibližovat.

■ Obr. 32 znázorňuje na příkladu pouhých dvou druhů S_1 a S_2 , jak frekvence narušení ovlivňuje zásadním způsobem výsledek jejich vzájemné konkurence.

Když ekologicky významná vlastnost ostrovního biotopu zůstává stabilní, vyhovuje prostředí pravděpodobně jednomu z nich lépe, a ten pak vytlačí svého konkurenta (případ a).



Obr. 32 Výsledky konkurence dvou druhů S_1 a S_2 na ostrovním biotopu podle frekvence narušování (Begon, Harper et Townsend 1987)

(a) prostředí je konstantní a upřednostňuje druh 1 před druhem 2; (b) prostředí zůstává příznivé pro druh 1 (případ 1) nebo pro druh 2 (případ 2) po dobu o mnoho delší než jediná generace; probíhá vylučování jednoho nebo druhého druhu podle toho, kdy ke kompetici dochází; (c) prostředí kolísá, ale zůstává příznivé po dobu několika generací obou druhů; výsledkem je dlouhodobé soužití obou druhů

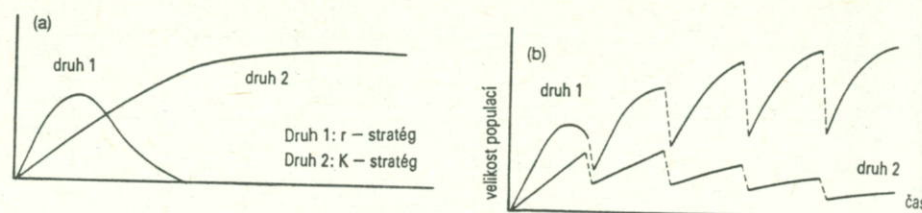
Když ekologické vlastnosti prostředí ostrovního biotopu kolísají ve značném časovém odstupu (tj. až po několika generacích druhů S_1 a S_2), záleží výsledek na době, kdy oba druhy vstoupily do konkurenčního vztahu; dlouhodobý výkyv prostředí může favorizovat druh S_1 právě jako S_2 a druhý z konkurentů bude vytlačen podle toho, kdy došlo k výkyvu určující vlastnosti prostředí (případ b₁, b₂ ve schématu na obr. 32).

Pouze když časová frekvence výkyvů prostředí nepostačí k úplnému vytlačení kteréhokoliv z obou druhů, můžeme i v rámci malého ostrovního biotopu předpokládat, že oba druhy budou dočasně a střídavě získávat převahu, aniž by jeden úplně vyloučil druhý. Takové podmínky vratké konkurenční rovnováhy druhů S_1 a S_2 budou vyjádřeny střední frekvencí ekologicky významných změn v prostředí.

Uvedené schéma by platilo beze zbytku pro mezidruhové vztahy na malé pokusné ploše, kterou jsme schopni komplexně zkoumat. Výsledkem konkurence druhů o stejný zdroj bude pak dříve či později vymizení některého

z nich jednou provždy. Takovou představou by se však vrátila okem představa uzavřeného systému, kterou jsme v úvodních kapitolách tak demonstrativně vyhazovali dveřmi! Skutečný ekosystém sestává z mozaiky dílčích ploch, na nichž probíhá konkurence obdobným způsobem, ale s jedním zásadním rozdílem: organismy migrují z jedné plochy na druhou. Jedna dílčí plocha bez migrace je uzavřený systém, a cokoliv v něm vymře, vymře definitivně. Vymřením organismu na dílčí ploše otevřeného systému však historie nekončí, pokud je zachována možnost znovuosídlení odjinud (viz principy biogeografické teorie ostrovů, kap. 3.6.6.).

Tyto skutečnosti vedou k teoretické představě „otevřeného společenstva“, složeného ze soupravy dílčích plošek („buněk“), uvnitř kterých vstupují organismy do interakcí (při nichž eventuálně vyhynou), mezi nimiž však probíhá migrace. Tato myšlenková konstrukce je zvláštní případ modelů, v nichž je systém složen z velkého počtu podobných „buněk“, které vstupují do vzájemné interakce (podrobněji viz kap. 9.3.1).



Obr. 33 Vliv nerovnovážných podmínek s neselektivní periodickou likvidací části populace na výsledek konkurence dvou druhů, r-stratega a K-stratega (Begon, Harper et Townsend 1987)
 (a) Simulace bez narušení prostředí, v němž je r-strateg definitivně vytlačen;
 (b) Vyloučení r-stratega brání periodické neselektivní narušování obou populací.

Když se tempo vzájemného vylučování druhů zvolňuje, roste čas potřebný k vymření některého druhu v ekosystému do té míry, že zúčastněné druhy se zdají (pro obvyklá časová měřítka) koexistovat trvale. Obr. 33 znázorňuje, jak periodické neselektivní snížení populací (ať působením jiného druhu ve společenstvu, nebo fyzickým působením exogenního faktoru, což obojí může mít přírodní nebo antropogenní původ – např. kosení) rozhodně ovlivňuje výsledky soužití organismů ve společenstvu.

Teoretické schéma na obr. 33(a) ukazuje nejprve výsledek konkurence dvou druhů (r-stratega a K-stratega), v němž při nerušeném průběhu sukcese dojde k úplnému vytlačení prvního druhu. Tomuto výsledku však často zabrání periodická redukce jedinců, která je ve schématu (b) znázorněna jako neselektivní odběr poloviny biomasy obou druhů. Pak je výsledek konkurence zcela odlišný, oba druhy přežívají mnohem déle. Druh 2 (K-strateg) po dlouhém čase také vyhyne pro svojí nízkou reprodukci v narušeném prostředí, které umožňuje dostatečnou a v čase gradující reprodukci druhu 1 (r-strateg) v období mezi narušeními, ale dojde k tomu až po mnoha generacích, v časovém rozpětí, které přesahuje obrázkové schéma na obr. 33.

Oba příklady, převzaté z anglické učebnice ekologie (Begon, Harper, Townsend 1987), dokumentují pro nás netradiční pojetí narušování ekosystému. Jako narušení se zde chápe taková změna vstupu do ekosystému, která se odrazí zřetelnou změnou ekosystému (anebo – v graficky dokumentovaných příkladech z obr. 32 a 33 – populací význačných druhů). Tato změna bývá podstatně větší než změny, které pramení z prokazatelně vnitřních zdrojů ekosystému, a zpravidla přesahuje víceméně pravidelné fluktuace okolo jakýmkoliv způsobem vymezeného normálu. Samotný výraz „narušení“ však postrádá hodnotící náboj (kladné či záporné znaménko), podobně jako „katastrofa“ v teorii katastrof (viz kap. 4).

V tradičním ekologickém pojetí se dodnes předpokládá, že přírodní krajina jako prostředí maximálně prosté narušování je velmi příznivá pro existenci klimaxových ekosystémů v trvale rovnovážném stavu. Nepřímým důsledkem tohoto pojetí je pohled na člověkem využívanou krajinu klimaticky mírného zeměpisu – jediný typ krajiny, s nímž máme v ČSFR co do činění – jako na prostor permanentního narušování a ničení původního biologického bohatství lidskými aktivitami.

V sedmdesátých letech došlo k relativizaci této představy pod vlivem zjištění, že i v krajínách bez významného lidského vlivu (nejprůkazněji v chladném boreální zeměpisu) jsou regenerující sukcesní stádia ekosystémů velmi rozšířena, a že tedy narušování ekosystémů bylo a je přirozenou a samozřejmou složkou prostředí nezávisle na tom, zda je krajina ovlivňována člověkem či nikoliv. Z toho pramení zřejmý názorový posun a krystalizuje nové pojetí, podle něhož narušování ekosystémů přírodními procesy – požáry, sesuvy, zemětřesením, vichřicemi, přemnožením hmyzích škůdců, býložravců apod. – a následné regenerační procesy nejsou žádnou anomálií, ale nedílnou součástí existence ekosystémů za všech podmínek. Je-li tomu tak, pak každá krajina je mozaikou mnoha vývojových fází, vznikajících širokou škálou přírodních, případně i antropogenních narušení.

Otázka, jaký je rozdíl mezi antropogenním a přírodním narušením a jaké rozdíly v chování ekosystémů lze od nich očekávat, pak ustupuje do pozadí. Stává se méně důležitou než poznání příčin a následků narušení, zejména než poznání toho, jak na narušování reagují společenstva a druhové populace. Jak ztrácí na významu dělení ekosystémů na narušené a nenarušené, soustřeďuje se zájem

ekologů na faktory narušení a na procesy, kterými jsou jejich důsledky zahlazovány. Narušování pak musíme přiznat důležitou úlohu v organizaci a fungování všech ekosystémů v soudobé krajině – člověkem změněných i přirozených. Dokonce i vzácné rovnovážné, nesporně klimaxové ekosystémy nepostrádají určitou úroveň narušování. Nabízí se řada důkazů, že specifická narušení brání vylučování druhů konkurencí, že mají roli význačného selektivního faktoru druhového bohatství a jeho evoluce, a že jsou proto nezbytná pro udržení druhové rozmanitosti mnoha společenstev.

Jednorázové narušení ekosystému je obecně charakterizováno intenzitou, trváním a velikostí narušené plochy; opakovaný proces narušování navíc frekvencí, pravidelností (cykličností); jejich důsledky jsou určovány různorodostí prostředí narušeného ekosystému a povahou ekosystémů v jeho sousedství, což vše vyúsťuje ve větší či menší předpověditelnost reakcí ekosystému na narušení (narušování).

Škálu intenzit narušení od „žádného“ po „velmi silné“ stačí pro každý typ narušování stanovit semikvantitativně. Pro reakce ekosystému na narušení platí obecně (a tudíž schematicky):

Bez jakéhokoli narušení probíhá vylučování druhů relativně rychle a některé druhy by byly v konkurenci zcela vyhubeny. Při mírném narušování s mírnou frekvencí („středně často“) se vysoká rozmanitost druhů uchová mnohem déle, protože tempo vylučování vzájemnou konkurencí druhů se výrazně snižuje. Vysoká frekvence narušení i mírné intenzity pak pravděpodobně vede ke snižování druhového bohatství vyhubením všech druhů neschopných přiměřeně regenerovat v časovém období mezi dvěma narušeními. O silném narušení není třeba se šifit – uplatní-li se na souvislé ploše, vede dříve či později k zániku ekosystému.

Reakce význačných druhů společenstva závisí na jejich celkové selekční strategii (postavení na kontinuu r- a K-strategů, např. u primárních producentů na jejich plodnosti, klíčivosti semen a jejím trvání, na přežívání semenáčků, rychlosti jejich růstu atd.) a na jejich zastoupení (dominantně, rozptýleně, vzácně) ve struktuře konkrétního ekosystému.

Charakteristiky změn populací po narušení zahrnují jejich hustotu a rozptýlení v narušeném území, dynamiku (přežívání, změny početnosti, věkové struktury) a změny v interakcích s ostatními druhy v ekosystému.

Převážně přírodní faktory narušování ekosystémů, jejichž účinky jsou lidskou činností modifikovány a často stupňovány, mají svůj původ ve všech „geografických sférách“:

Atmosféra

- mimořádné teplotní nebo srážkové výkyvy
 - pohyby vzdušných mas: větrný transport půdy (deflace), pohyby písečných přesypů, vznik nebo přemístování eolických usazenin (spraše aj.); destrukce vegetačních útvarů
 - sněžná a mrazová destrukce celých ekosystémů
- Specificky antropogenní faktory narušování ekosystémů spočívají v znečišťování atmosféry průmyslovými emisemi různého druhu a intenzity, výfukovými plyny spalovacích motorů, kyselými dešti, zvyšováním radioaktivity apod.

Litosféra

- gravitační sesuvy včetně lavin
- krasové procesy
- mrazové (kryologické) pohyby v půdě
- lávové proudy

Specificky antropogenní faktory narušování ekosystémů: těžba nerostných surovin, velké inženýrské stavby

Hydrosféra

- změny hladiny podzemních vod
 - záplavy sladkých nebo slaných vod
 - aluviální, depoziční a akumulační sedimentace splavenin
 - nárazová činnost vody a ledu na břehy (abrazie)
- Specificky antropogenní faktory narušování ekosystémů: odvodňování, závlahy, regulace toků, znečišťování vod, oteplování vod

Pedosféra

- hydrický transport půdních částic (vodní eroze)
- Specificky antropogenní faktory narušování ekosystémů: orba, hnojení, rekultivace, terasování, vznik náspů a deponií, skládek, antropogenních půd, odvodňování, závlahy, solení komunikací, působení průmyslových imisí

Suchozemská biota

- destrukční činnost velkých býložravců nebo hřabavých živočichů
- populační exploze živočišných škůdců
- epidemie rostlinných škůdců (např. parazitických hub)

Specificky antropogenní faktory narušování: introdukce nových druhů, zavlékání parazitů, kácení lešů, záměrné vypalování vegetace, kosení, pastva, sešlapávání, lov volně žijících živočichů, výsadby cizích druhů, trávení živočichů jedy (biocidy)

Tento výčet jistě není metodologicky bezvad-

ný a obsahově vyčerpávající. Má ukázat, že u některých narušení působených přírodními faktory na jedné straně a u některých narušení působených člověkem („socioekonomickou sférou“, event. „antroposférou“) na straně druhé jsou zjevné podobnosti: např. u požárů způsobených bleskem nebo založených člověkem, u samovolného odumírání a selektivní těžby vyspělých jedinců dřevin, u soustředěné defekace živočichů a dusíkatého hnojení, u přemnožení volně žijících živočichů a extenzivní pastvy domácích zvířat apod. Je-li tomu tak, musíme připustit, že lidská činnost je organizujícím faktorem nejen umělých, ale i mnoha přirozených ekosystémů a společenstev.

Na druhé straně jen málo způsobů narušení ekosystémů je specificky a opravdu nezaměnitelně lidského původu. Průmyslové znečištění ovzduší celých kontinentů (i když i zde jsou u sopečných sirných výparů analogy „bodových“ rozměrů) a užívání biocidů (sloučenin, které se v přírodě nevyskytují) jsou faktory, s nimiž se přírodní ekosystémy a populace nikdy nesetkaly, a nemohly tudíž

v průběhu své evoluce vyvinout vůči nim žádné adaptivní nebo obranné reakce.

Několik málo výlučně lidských způsobů narušování ekosystémů je vlastních až industriální epochy (velkoplošná mnohostranná intoxikace ovzduší, půdy a vod, skleníkový efekt prudce měnící klima), právě ty však nabývají pro existenci přirozených ekosystémů rozhodující význam. Je téměř vyloučeno, aby věkový sled opakovaných stresových situací stačil geneticky zafixovat odolnost právě vůči těmto stresorům. Proto budou sukcesně vyspělé ekosystémy vůči nim sotva vybaveny větší odolností než jejich pionýrská stadia.

Je-li tomu tak, bude ustavení klimaxů (a do značné míry i jejich udržení) v krajině pod přívalem civilizačních stresorů ztěžováno, rozdíl mezi potenciální přírodní a rekonstruovanou vegetací se bude stupňovat a v péči o ekologickou stabilitu půjde spíše než o klimaxová stadia o udržení možnosti spontánního vývoje ekosystémů s nepředpověditelným výsledkem.



Trvale blokované iniciační stadium sukcese — skalní step s kvetoucí tařicí skalní (České středohoří, Sutomský vrch, okres Litoměřice)



Krajina malých lázní Korytnica v Nízkých Tatrách (okres Ružomberok) se vyvíjí, zbavena neregulované pastvy, v ekologicky vyrovnané prostředí, optimální pro léčbu a zotavení.

5.6. DISKUSE O SOUČASNÉM POZNÁNÍ SUKCESE NA ÚROVNI KRAJINY

Logicky přesvědčivým a svou konzistentností impo-
nujícím rozpracováním teorie sukcese ovlivnila rostlinná
ekologie řadu jiných oborů (např. půdoznalství, geografii,
sociologii, historii, urbanismus). Aplikace této teorie na
úroveň krajiny jsou však limitovány okolnostmi, že teorie
sukcese platí pro krajinu bez člověka. Ve střední Evropě
byla však v naprosté většině případů na pravých „klimaxo-
vých“ ekotopech sukcese přerušena lidskou činností ještě
před ustálením klimaxu, a proto zde neplatí stejné předpo-
klady jako v krajině, kde na počátku ovlivňování člověkem
existovala převaha zachovalých přírodních nebo přírodě
blízkých ekosystémů a ekosystémy člověkem výrazně pře-
měněné jsou svou rozlohou dodnes v menšině.

Např. dnešní stupňovitost vegetace se v podobě od-
povídající potenciální přírodní vegetaci za současného po-
dobí nikdy nemohla v ČSFR ustálit v celé šíři zonálně pojí-
maných sukcesně vyspělých ekosystémů (klimaxů), ale v řa-
dě oblastí (přínejmenším v dnešním dubovém a bukodubo-
vém vegetačním stupni) byla blokována lidskou činností už
před příchodem Slovanů na úroveň „předklimaxových“
sukcesních stadií. V době hlavního šíření buku (před pou-
hými 3–4 tisíciletími) byly už nižší části našeho území po-
změněny neolitickým zemědělstvím a lesy pastvou domácí-
ho zvířectva, takže v rozsáhlých oblastech ČR klimaxové le-
sy v podobě dnešní potenciální vegetace nikdy neexistovaly
a naše představa o nich je v těchto oblastech hypotetická
ekologická konstrukce, kterou nelze podepřít důkazy
v ČSFR existujících ekosystémů. Teorií sukcese předpoklá-
daný konvergentní sled sukcesních stadií, směřující k suk-
cesně vyspělému lesu, nemůže být empiricky doložen dříve
než za dvě století sledování nerušeného vývoje a možnosti
zabezpečit takový vývoj ve střední Evropě do budoucna
jsou velmi sporné.

Kromě toho v současné době pokleslo v rozsáhlých
oblastech zastoupení řady významných organismů budují-
cích sukcesně vyspělé ekosystémy pod práh, nad kterým by
bylo možno počítat s jejich spontánním šířením. I když by
se podařilo v těchto případech zabezpečit prostor pro spon-
tánní sukces, vykazovala by většina spontánně se vyvíjejí-
cích ekosystémů negativní rysy izolovaných ostrovních po-
pulací. Se zánikem posledního přírodního ekosystému urči-
tého typu v určité krajině hrozí bez dálkového přenosu
organismů nemožnost jeho samovolné regenerace, protože

zanikla biocenóza jako aktivní subsystém přírodního eko-
systému a jediný garant jeho trvalosti.

To jsou hlavní důvody, proč sukcesní vývoj
ekosystémů neovládá současnou krajinu a většinou
nevyjadřuje současné změny ekosystémů v ní. Zna-
lost sukcese přesto není exkluzivně biologickou zá-
ležitostí s malým praktickým dopadem. Naopak je
nepostradatelným myšlenkovým vodítkem ekolo-
gické optimalizace krajiny (i za předpokladu, že
uplatnění poznatků projde sítím praktické aplikova-
telnosti a ekonomické efektivnosti) především
z těchto důvodů:

- 1/ Chce-li někdo analyzovat vliv člověka na eko-
systém, je pro něj nutným východiskem před-
stava o tom, jak fungují ekosystémy bez lidské-
ho vlivu: zda jsou stabilní nebo proměnlivé a ja-
kými cestami je jejich proměnlivost nebo stabi-
lita uskutečňována.*)
- 2/ Zlost zákonitostí sukcese umožňuje nejen po-
chopit důležité procesy v ekosystémech, ale ta-
ké rozpracovat praktická opatření k jejich opti-
malizaci. Jakákoli racionální biotechnika musí
počítat s přirozenými, trvale přítomnými vývojo-
vými tendencemi obhospodařovaných ekosys-
témů, aby těmito tendencím mohla buď čelit,
nebo jich využívat pro své cíle.
- 3/ Ekologové důrazně upozorňují na konflikt mezi
tendencí přírodních procesů k maximální stabi-
lité ekosystémů a mezi lidskými cíli jejich maxi-
mální exploatace. Odum (1969) soudí, že **vzít na
vědomí tento konflikt je prvním nezbytným
krokem k racionálnímu využívání přírodních
zdrojů.** A nejen to — sukcesí jako mechanismus
ustalující ekologickou stabilitu považuje za pro-
ces existenčně důležitý pro zabezpečení rozvoje
lidské společnosti a za základnu pro řešení její
ekologické krize.

*) Abychom poznali autonomní tendence přírodního vývoje, potřebujeme „nulové testovací plochy“, na nichž je vyloučen
jakýkoli lidský zásah. Z hlediska sledovaného cíle výzkumu — monitorování autonomního přírodního vývoje — se zde
lidské zásahy stávají rušivým vlivem, snižujícím množství informace — „informačním šumem“, známým z kybernetiky.
Na tom principiálně nemění nic ani snižující se pravděpodobnost, která se snižuje v souvislosti s rostoucími nároky lidské
společnosti a s dalším zvyšováním využívání všech přírodních zdrojů.

Prostorové uplatnění klimaxů v současné středoevropské krajině je minimální (dosahuje sotva desetin procenta), to
však nezmenšuje jejich význam pro pochopení spontánního vývoje ekosystémů a trendů uplatňujících se (třeba skrytých,
ale významných) ve veškeré přirozené vegetaci. Naopak, vzácnost klimaxových zbytků jejich význam pro poznávání příro-
dy neobyčejně posiluje.

■ To však neznamená nic menšího, než že poznaným zákonitostem sukcese (které v klasické přírodovědě nemají hodnotový rozměr) přisuzujeme určité antropocentrické hodnoty. Pokud přisoudíme vrcholnou kladnou hodnotu vyústění sukcesní řady (což může souviset s chápáním homeostázy jako ústřední kladné hodnoty), dojdeme k absurdnímu závěru: chceme-li mít krajinu v pořádku, dej jí možnost dospět ekologickou sukcesí ke klimaxu. Takové postoje jsou (zpravidla jako zamlčené předpoklady) v základu extrémně ochranných návrhů na obnovení „původního“ stavu krajiny, tedy stavu před příchodem člověka.

Právě takové pojetí „krajinné“ sukcese je implicitně obsaženo v některých formulacích učebnic fyzické geografie (Demek, Quitt, Raušer 1976, Horník a kol. 1982). Jako krajinná („progresivní“) sukcese se tam prezentuje následnost stavů až po stadium, kdy krajina dosáhne homeostázy; krajinná sukcese probíhá v přírodních a přirozených podmínkách a jejím výsledkem je (homeostatická) přírodní a přirozená krajina. Podle citovaných učebnic probíhá v podmínkách ovlivnění lidskou činností regresivní sukcese, která je v podstatě degračním procesem, a jejím výsledkem je krajina v různém stupni narušení (event. až devastovaná). Domýšlíme-li tyto výroky do jejich důsledků pro řízení lidských zásahů v krajině, dostáváme falešnou dichotomii dvou mezních alternativ: buď ekologická stabilita klimaxového typu, nebo narušení, devastace, v konečném efektu katastrofa.

Naznačené pojetí krajinné sukcese má tedy dalekosáhlé důsledky pro světázorové orientace a je jedním z důkazů problematičnosti pokusů vměstnat člověka a jeho výtvoř do ryze biologicky chápané ekologie; takové pokusy mohou být úspěšné pouze pro biologické, a tudíž dílčí stránky lidské existence.

Jakmile se pokusíme vyvodit důsledky z poznání, že ve změnách člověkem využívané krajiny má postavení řídícího faktoru lidská společnost (a že se tedy tyto změny řídí nejen přírodními, ale i socioekonomickými zákonitostmi dané epochy), musíme krajinu (jako „chorický geosystém“ geografie nebo „regionální ekosystém“ ekologie) přiřadit k **inventivním** systémům (Jantsch 1975, viz kap. 2). Také přírodní ekosystémy vykazují ve velkých časových rozpětích, přesahujících trvání sukcesní série, inventivnost zpětnou vazbou genetického kódu organismů k prostředí v **procesu evoluce**. V případě člověkem ovládaných nebo dokonce člověkem vytvářených ekosystémů a krajin se však invence uskutečňuje zpětnou vazbou výsledků lidského poznání dosaženého v **procesu historie**, a tudíž v časových rozpětích lidské generace.

K uskutečnění nové „invence“ v přírodním ekosystému je nutná přítomnost nového taxonu budujícího ekosystém, což vyžaduje úspěšnou introdukci nového druhu nebo mutaci genomu a následný přírodní výběr. Lidské úsilí je pro mutaci genomu některého z členů početných populací tvořících přírodní biocenózu bezvýznamné. Člověk může měnit

genom jednotlivých kulturních výpěstků a může nahradit přírodní výběr velmi efektivně výběrem umělým. O výsledku soužití v ekosystému – a to i v ekosystému člověkem řízeném – bude i pak rozhodovat přírodní výběr, protože člověk v dohledné době sotva dokáže nahradit „koevoluci“ spousty organismů budujících ekosystémy ve vzájemné interakci.

Cílovým stavem krajinné sukcese je (v krajině zbavené lidského vlivu, neboť jen v takové může proběhnout „progresivní“ sukcese v pojetí, které jsme zde prezentovali) krajina pokrytá potenciální přírodní vegetací.

V krajině využívané člověkem však žádný takový cílový stav neexistuje, protože člověkem ovládané a vytvářené ekosystémy zde mají plnit historicky proměnlivé cíle, společnosti stále znovu reformulované a konkretizované. Stabilita klimaxových ekosystémů je vskutku „objektivní“ na člověku nezávislé kritérium, ale právě proto pro člověka (konkrétně pro lidské plánování krajiny) nepoužitelné. Pro lidskou činnost není kritérium „ekologičnosti“ jediným a vrcholným, neboť v otázkách vlastní činnosti se člověk nemůže vzdávat antropocentrického hodnocení a schopnosti využívat vlastní tvořivosti, kterou jej obdařila evoluce.

Cílový stav člověkem využívané krajiny nelze koncipovat jako něco jednou provždy daného, protože cíle společnosti v krajině jsou formovány společenskými podmínkami, za nichž jsou vytvářeny a za nichž se uskutečňují. Domnívat se, že kdykoli v budoucnu tomu bude jinak, by bylo pošetilé.

■ Např. pro utváření krajiny zemědělstvím má zásadní význam to, co je považováno za zemědělsky obtížně využitelnou plochu. To nezáleží ani zdaleka jen na stabilních přírodních podmínkách, ale často rozhodujícím způsobem na proměnlivých společenských normách. Hranice obtížně využitelných ploch bude jiná v krizových obdobích (např. za války), jiná v období všeobecné hojnosti produktů. Ale nejen to: Je-li cílem soběstačnost na státní úrovni (vytyčená v 70. letech všeládnou komunistickou stranou), je hranice jiná než při posuzování soběstačnosti zemědělské produkce v rámci budoucí sjednocené Evropy. V prvním případě nelze zanedbat ještě cílovou strukturu výživy, která v 70. letech zahrnovala luxusní zdravotně škodlivý rozsah konzumu masa, přičemž pro krmení dobytka byl při zvolených technologiích nutný několikanásobný objem zrnin než pro přímou spotřebu obyvatelstvem. Také tyto naprosto „mimopřírodní“ okolnosti se projevíly direktivně prosazovaným tlakem na maximální zornění a na „těle i tvář“ naší krajiny se podepsaly vysoce negativně.



Katastrofální rozvoj rýhové eroze v polním honu ve vegetační době; následovala po stržení vrstevnicové meze, jejíž průběh je dosud patrný (Úštěk, okres Litoměřice, 1972)

Tyto námátkou zvolené příklady odhalují úvahy o krajinné sukcesi jako spekulativní a zastírající skutečnost současné krajiny. Podstatně realističtější a účelnější je typologické třídění různých podob krajinné homeostázy, navržené biologicky vzdělanou socioložkou Hanou Librovou (1990). Podle této autorky je účelné rozlišovat vývojové podoby homeostázy krajiny ve střední Evropě na třech úrovních odrážejících proměny ve vztahu společnosti a přírody. Tyto vývojové podoby krajinné homeostázy Librová označuje jako primární, sekundární a terciární, přičemž každá z nich zahrnuje celou škálu úrovní (vysokou, nízkou, narušenou, devastovanou apod.).

Primární homeostáza krajiny je formována přírodními procesy bez podstatné lidské účasti – cestou nebrzděné sukcese, směřující k maximální akumulaci živé i odumřelé biomasy. Se značnou schematizací lze říci, že na území Čech a Moravy přetrvávala krajina s vysokou úrovní primární homeostázy v horských oblastech do začátku středověké báňské kolonizace.

Sekundární homeostáza krajiny vzniká nahodilou interferencí přírodních procesů a lidské činnosti, limitované stavem technologií předindustriální společnosti. Význačné zde byly energetické vstupy omezené na lidskou a animální sílu tažných zvířat a na proudící vodu, archaické bezodpadové technologie zemědělství a relativně drobné měřítko zásahů v prostoru. Výsledkem vynuceného respektu k přírodním podmínkám byla běžně vysoká úroveň souladu lidské činnosti a přírodních procesů. V krajině s vyspělou sekundární homeostázou jsou převažujícím typem ekosystémů člověkem blokována sukcesní stadia s vysokým stupněm ekologické stability.

Jen při velmi obecném a tudíž schematickém pohledu na historii využívání krajiny lze vystačit s představou obecně klesající úrovně sekundární homeostázy v čase. Ta se ve skutečnosti mnohokrát měnila ve vzestupných a klesajících vlnách pod vlivem demografických, technologických, ekonomických a politických změn, které se z ekologického hlediska projevovaly časovou i prostorovou diferenciací antropického tlaku na ekosystémy. Vlivy těchto změn na sekundární homeostázu krajiny shrnul a retrospektivně zobecnil na základě historického zkoumání krajiny na Černokostelecku Jiří Lipský (1991) takto:

1. Při mírné dynamice sociálně ekonomického vývoje, charakterizované ustálenými výrobními způsoby s přibližně stálými vstupy i výstupy, se stabilizovanou druhotnou

strukturou krajiny se antropický tlak na ekosystémy snižuje a sekundární homeostáza krajiny se postupně zvyšuje.

Příkladem je primitivní zemědělství po většinu neolitu, zemědělství starých Slovanů v 6.–10. století s pestrými mozaikou drobných polí a úhorů, feudální zemědělství a kvetoucí rybníkářství v 16. století anebo úspěšná zemědělská malovýroba od poloviny 19. do poloviny 20. století s rozvojem půdoochranného zalesňování.

2. Po zavedení nového výrobního způsobu, při masivních změnách vlastnických vztahů a při relativním přelidnění se antropický tlak na ekosystémy stupňuje, krajina se destabilizuje strukturálně i funkčně a dochází k hrubému narušování sekundární homeostázy.

Jako příklady lze uvést katastrofální plošnou a stržovou erozi a devastaci lesů v období vrcholící středověké kolonizace v první polovině 13. století, následované potom hladomory, válkami a opuštěním zemědělské půdy v nevhodných polohách. Podobně se aktivizací erozních procesů projevil přechod od úhorového (trojpolního) systému ke střídavému hospodářství v 18. století a samozřejmě převratné změny krajinné struktury při socialistické kolektivizaci zemědělství ve druhé polovině 20. století.

3. Regionálně existují období výrazného snížení antropického tlaku na krajinu, vázaná obvykle na pokles počtu obyvatelstva v důsledku válek, ekonomického a sociálního rozvratu. Tato období jsou význačná dočasným a na některých lokalitách i trvalým zvratem ve vývoji druhotné krajinné struktury, spojeným se sukcesí křovitých a lesních ekosystémů na dosud zemědělsky využívané půdě.

Příkladem mohou být epocha stěhování národů v první polovině 1. tisíciletí, středověké hladomory nebo katastrofální období třicetileté války v 17. století; regionálně i rozporná doba po roce 1945 s odsunem Němců a vyhlazením pohraničí nebo změny krajiny omezené využívaných vojenských prostorů.

Dnešní krajiny jsou často formovány vklady dodatečné energie pocházející především z fosilních paliv a nedostupné v krajině s původní sekundární homeostázou. Pro tento vývojový stupeň krajiny zprůmyslněného zemědělství, průmyslu a těžby nerostných surovin s energetickými vstupy v dříve neuskutečnitelném rozsahu je charakteristické potenciální či reálné oproštění zásahů od respektu k přírodním podmínkám života. Je-li toto oproštění realizováno, vede k dalekosáhlému narušování přírody a člověk se za cenu narušení homeostatických procesů stává jejím utlačujícím pádem. Dochází k narušování homeostázy v rozsahu nemyslitelném v předchozích etapách vývoje krajiny. Definiční vlastnosti takto devastované krajinné homeostázy je, že sukcesně vyspělá „klimaxová“

stadia ekosystémů se zde nemohou vyvinout, a pokud přežívají z krajiny starších vývojových fází, jsou ohrožována antropogenními stresory.

■ Principy vývojové typizace různých podob krajinné homeostázy podle Librové (1990) může názorně přiblížit listování fotodokumentací na předcházejících stránkách:

Krajiny s primární homeostázou jsou na str. 82, 90, 122.

Krajiny ve stadiu sukcese ze stavu narušené sekundární homeostázy směrem k vyspělé primární homeostáze jsou na stránkách 14, 55c, 66, 140. Tato sukcese je blokována u snímku na str. 43 antropickými změnami širšího okolí – změnou hydrologického režimu nivy.

Krajiny ve stavu dosud přetrvávající sekundární homeostázy jsou zachyceny na str. 55b, 63, 86, 103. Narušenou sekundární homeostázou (plošně nejrozšířenější stav dnešní ČR) vidíme na snímcích ze str. 100.

Konečně krajiny ve stavu zcela devastované terciární homeostázy jsou zachyceny na str. 23, 55a.

Kde však najdeme vyspělou terciární homeostázu?

Podle Librové (1990) se vyspělá terciární homeostáza nemůže ustavit cestou nekontrolovaných adaptačních procesů (v krajině jako **adaptivním** systému sensu Jantsch 1975, viz kap. 2), ale pouze díky vědomým ústupkům v dosavadní expanzi lidských děl vůči přírodě při cílevědomém využívání stabilizačního působení přirozených ekosystémů. Jen taková krajina může plnit podmínky

dlouhodobě udržitelného rozvoje společnosti, mezi něž nezbyvá než zahrnout i respekt k podmínkám ekologické stability krajiny.

Obrovské technologické možnosti současné společnosti zvyšují dosud v historii obvyklá rozpětí homeostázy. Spojeny s kořistnickou bezohledností vlastníků půdy a doprovázeny ekologickou ignorancí mohou vést k nebývalému rozsahu devastace krajiny na všech kontinentech. Pojem vyspělé terciární homeostázy u nás zatím nevyjadřuje realitu, ale cílový stav dodržování podmínek trvale udržitelného rozvoje.

Uplatňování dnešních společensky dominantních hledisek vede k eskalaci lidských aktivit v krajině. Tyto aktivity ve svém úhrnu znamenají funkční specializaci využívání půdy, ochuzování biologické diversity krajiny a narušování její homeostázy. Platí to – byť v různém rozsahu – jak ve společenských systémech s centrálně direktivním plánováním, tak zatím i pro společenské systémy postavené na tržní ekonomice.

Podle návrhu pro Evropské společenství (Stucki a kol. 1991) musí budoucí ekologické hospodaření („ecological regional management“) zahrnout do svých cílů smluvní zabezpečování přesně definovaných a kvantifikovaných činností včetně ochrany dílčích biotopů i celých krajin. Zemědělci budou (ať individuálně, nebo v různých sdruženích, např. samosprávných obcích nebo družstvech vlastníků) podle citovaného návrhu placeni úměrně tomu, jak svou činností přispívají k cílům ekologické

Praha-Libeň: Průmyslová zóna jako epicentrum šíření plynných, pevných i tekutých odpadů na ostatní území

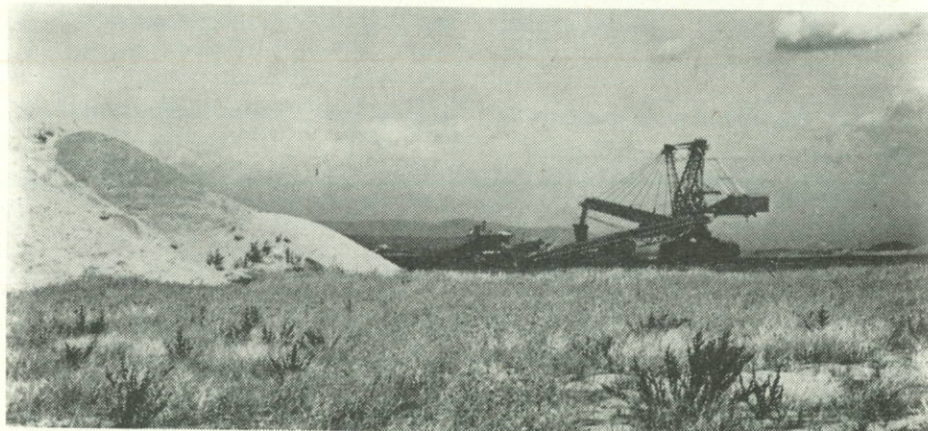




a



b



c

Příklady po desetiletí přetrvávajících abiotických struktur výsypky v krajině Severočeské hnědouhelné pánve s devastovanou homeostázou:

- a – hlava Střimické výsypky, pohled z vrchu Špičák u Mostu. V pozadí vpravo České středohoří;
- b – boky Střimické výsypky nad údolím Biliny – rozlehlá enkláva bez vegetace, vzniklá v sedmdesátých letech neřízeným sypaním skrvky z velkolomu Maxim Gorkij (uvnitř výsypky jsou pohřbeny kvalitní rekultivovatelné zeminy, povrch je fytotoxický); dodnes nerektifikováno;
- c – výsypka dolů Nástup u Kadaně; součást největší „kulturní pouště“ na území ČSFR, která pokračuje více než 5 km na sever (v pozadí Krušné hory).

ke optimalizace (cit. podle „Balanced development of the countryside in Western Europe“, expertizy pro Evropské společenství).

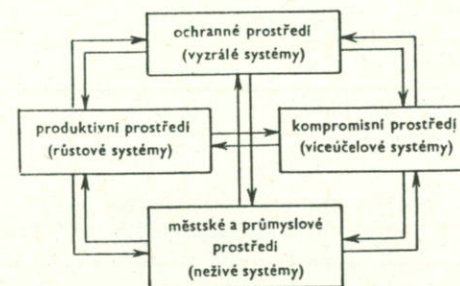
Na rozdíl od vysoké úrovně primární i sekundární homeostázy bude vyspělá terciární homeostáza **sociálním** výtvořem (Librová 1990) a krajina, ve které bude soustavným experimentováním zabezpečována, bude (podle Jantsche 1975, viz kap. 2) **inventivním** systémem. Stav vyspělé terciární homeostázy nebude definován žádným jednorázovým přísně vědeckým projektem ani politickým dokumentem, ale bude výsledkem cílevědomého systematického experimentování, které se bude proměňovat (při konstantním respektování zákonitých přírodních procesů) v souladu s proměnami lidských představ o dobrém životě. Ne náhodou se tyto dosud mlhavé představy o terciární homeostáze blíží pojmu „homeorhéza“, jemuž byla věnována pozornost v kap. 4.

Pojem vyspělé terciární homeostázy krajiny vymezuje strategické cíle, aniž by přinášel hotové recepty. Tytéž cíle ostatně formuloval jiným jazykem už v roce 1947 náš přední ekolog Vladimír

Úlehla, který svým syntetickým uvažováním předsel dobu nejméně o půl století (viz citáty na str. 188 a 218). Jeho intelektuálně provokující výzva si uchovává platnost i pro přicházející generace.

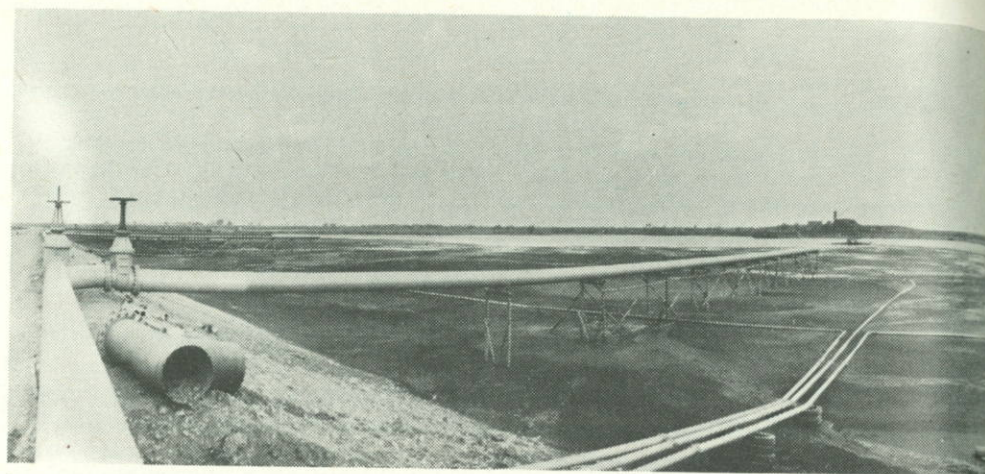
Pro konkretizaci představ o terciární homeostáze nenalézám dodnes nic lepšího než přes dvacet let starý oddílový model členění krajiny („compartment model“ – model zónování*) krajiny žijícího sveroamerického klasika ekologie E. P. Oduma (1969, obr. 34).

Východiskem tohoto zónování jsou strukturální zvláštnosti krajiny a z nich plynoucí kvalitativní rozdíly energomateriálových toků ve čtyřech typech zón. Vymezené typy zón mají kvalitativně rozdílné, nicméně v terciární homeostáze celku navzájem ekologicky komplementární funkce: udržení trvalé produkční schopnosti krajiny, ochranu přírodních zdrojů a zlepšování životního prostředí pro obyvatelstvo. Z hlediska všech funkcí (tedy i mimoekologických), především však z hlediska funkce „poskytovat příznivé životní prostředí“ plynou z příslušnosti konkrétních ploch k jednotlivým typům zón určité specifické kvality, které lze opera-



Obr. 34 Model zónování krajiny podle základních ekologických potřeb lidské společnosti respektuje jednak požadavky na nezbytné přírodní zdroje, jednak vývojovou vyspělost ekosystémů (Odum 1969). V textu jsou jednotlivé zóny probírány podle různých podob homeostázy a jejich předpokládaného významu pro terciární homeostázu krajiny (Librová 1990) jako objektu prostorového plánování.

*) Zónování – typologické členění území do souvislých částí podle zvoleného kritéria (např. na zóny obytné, průmyslové, rekreační, zvýšené péče o krajinu apod.). Toto typologické členění je nutno zásadně odlišovat od členění kategoriálních, např. od vlastnictví či využití konkrétních pozemků.



a



b



c

Ukázky abiotických struktur v krajině s devastovanou homeostázou:

- a – složiště odpadů tepelné energetiky – popílků ze spalování hnědého uhlí v asi 10 km vzdálené elektrárně Tušimice. Ruina kostela na obzoru vpravo vyznačuje střed zrušené obce Vysočany (okres Chomutov);
- b – kalová nádrž důlních vod z hlubinné těžby černého uhlí v terénním komplexu, (vytvořeném sypaním důlní hlušiny (Heřmanický odval, město Ostrava);
- c – odkaliště důlních vod na propadlinách po hlubinné těžbě černého uhlí mezi Orlovou a Doubravou (okres Karviná)

tivně vyjadřovat právě na základě Odumovy typizace. Opouští se zde jednoznačné členění přírody na chráněnou a nechráněnou ve prospěch celoplošně diferencované péče o krajinu se všemi jejími funkcemi, kde každá dílčí plocha má určité limity využívání, dané vztahem k celku.

Ke krajinným zónám programově zcela přetvářeným lidskou činností patří „městské a průmyslové prostředí“ a „produktivní prostředí“. Zahnuje všechna území, v nichž masový až dominantní výskyt industriálních, sídelních a agrárních prvků vede k ústupu prvků relativně přírodních. Zóny s „produktivním prostředím“ vznikají zpravidla v důsledku vysokého zornění, jehož rubem je ústup trvalých vegetačních útvarů; jsou věnovány intenzivní rostlinné produkci a mají všechny vlastnosti krajiny v našem pojetí. Zóny „městského a průmyslového prostředí“ jsou v Odumově typizaci pokryty anorganickými strukturami z kamene, asfaltu a betonu, jsou tedy buď téměř zcela zastavěné, nebo zbavené rostlých půd těžbou nerostných surovin.

Z uplatněného funkčně ekologického hlediska jsou totálně zorněné plochy a totálně zastavěné plochy sídelní a průmyslové příbuzné v tom, že jsou zcela přeměněny lidskou činností a že jejich udržování ve funkčně působícím stavu vyžaduje trvale vysoký příkon energie z fosilních paliv i vysoký objem lidské práce. Z ekonomického hlediska se zde realizuje při vysoké lidnatosti a koncentraci obyvatelstva naprostá většina zemědělské i průmyslové produkce, ta však čerpá většinu potřebných hmot a energií z ostatních zón relativně přírodního prostředí a po transformaci ve výrobním a spotřebním cyklu je vrací zpět ve formě odpadů všeho druhu (pevných, plyných, tekutých). Ekologické systémy s „městským a průmyslovým prostředím“ a s „produktivním prostředím“ jsou jak hlavním konzumentem energie, tak i zdrojem narušování ostatních území nejrůznějšími odpady. Z toho plyne, že na geosystémové úrovni je v těchto zónách dlouhodobé zajištění homeostázy vylouče-

no a že příznivé zastoupení dalších typů zón Odumova modelu není věcí ochranné sentimentality, ale kategorickým imperativem pro uchování příznivé úrovně životního prostředí i pro dlouhodobě udržitelný rozvoj společnosti.

V krajině zóně „kompromisní“ existuje vyrovnaný (člověkem jako harmonický vnímaný) vztah mezi lidskými díly a přírodními objekty. Na osnově fixních anorganických struktur (daných geomorfologií povrchu včetně hydrografické sítě) zde existuje obvykle pestrá směs vegetačních útvarů kulturních (člověkem intenzivně manipulovaných produkčních monokultur) a relativně přírodních (druhově nasycených, relativně pestrých a odolných) ekosystémů. Ve srovnání s přírodní krajinou (jako extrémním případem „ochranného prostředí“) zde diverzita ekosystémů zřetelně vzrostla a spontánním úsilím lidských generací se přiblížila stavu sekundární homeostázy. Její udržení v dnešních podmínkách ovšem předpokládá, že zde žádná z lidských aktivit nemůže být rozvíjena bez ohledu na ostatní funkce.

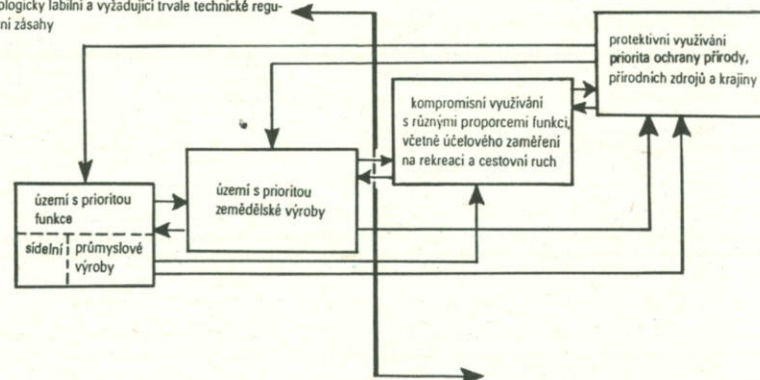
V krajině zóně s „ochranným prostředím“ nacházíme jen omezené znaky přítomnosti člověka při suverénní převaze přírodních prvků – vyspělých ekosystémů (lesních, travních, vodních a skalních) nad prvky agrárními, eventuálně sídelními. Potenciální výskyt zón tohoto typu se ve střední Evropě soustřeďuje do hospodářsky obtížně využitelných svažitých poloh, především do minimálně obydlených horstev; v nížinách jsou dochovány jen fragmenty, vyznačující se výskytem mokřadů. Na základě konvence sem lze přiřadit některé geomorfologické exoty (kaňonovitá údolí, pískovcová skalní města apod.). Statut „ochranné zóny“ v Odumově pojetí není identický s pojetím dnes obvyklým; odpovídá u nás jen maloplošným chráněným územím, jejichž ochrana by měla zaručovat co možná nerušený přírodní vývoj ekosystémů, a tedy podmínky primární homeostázy krajiny. Ochranná zóna v Odumově pojetí je však svou náplní rovněž zónou

monofunkční s jasnou prioritou ochrany podmínek pro dosažení primární homeostázy.

■ Význam „kompromisní“ a „ochranné“ krajinné zóny nemůže být vyjádřen ekonomicky. Přesto jejich přínos k tvorbě přírodních zdrojů (např. vodních) vyžaduje, aby jejich plocha neklesla pod určitou mez, nemají-li se vyhrocovat problémy životního prostředí v ostatních typech krajinných zón. Z ekologického hlediska musí být kompromisní využívání a úplná ochrana části plánovacího obvodu (urbanistického regionu nebo velkého územního celku podle soudobého názvosloví) uznáno za nezbytnou podmínku jeho trvale udržitelného rozvoje.

Vytvoření a zabezpečování terciární homeostázy (v pojetí Librové 1990) v rámci plánovacího obvodu závisí na tom, zda rozvoj výstavby a uplatňovaných výrobních technik je v souladu s objemem přírodních zdrojů, aniž by přitom lidské aktivity likvidovaly evoluční, reparační a reprodukční možnosti ekosystémů a tím i podmínky zdraví a pohody obyvatel. Dosažení takto pojaté terciární homeostázy není ničím jiným než nalézáním vhodných podmínek pro rozvoj přírody v souladu se zájmy lidské kultury a civilizace, ničím jiným než optimalizací vztahů mezi společností a přírodou. Taková ekologická optimalizace se zdá nemožná bez specifického uspořádání území, které je vyjádřeno sice v nejhrubších rysech, ale zatím nejoperativněji zastoupením čtyř typů krajinných zón podle Odumovy typizace.

Krajina vysoce produkční s geometrickými umělými hranicemi ekosystémů, velkoplošnou strukturou, ekologicky labilní a vyžadující trvale technické regulační zásahy



Stabilita ekosystémů	převážně anorganické struktury s téměř výhradním uplatněním techniky	umělé a nezralé ekosystémy (monokultury), co do formace a druhové skladby antropicky podmíněné	směs různých vývojových stádií ekosystémů	původní formace se zralými ekosystémy relativně schopné autoregulace
územně plánovací kategorie (příklady):	- opuštěné nereaktivované prostory těžby nerostných surovin - využívané dobývací prostory - souvisle zastavěné části sídel	- zemědělsky intenzivně využívané plochy - lesní monokultury - stanoviště nevhodné	- národní parky a chráněné krajinné oblasti - pásma hygienické ochrany povodí vodárenských toků - lokální územní systém ekologické stability - zóny zvýšené péče o krajinu	- maloplošná chráněná území přírody - nadregionální území systém ekologické stability

Obr. 35 Základní typy krajinných zón (funkčně diferencovaného využívání půdy) v rámci velkého územního celku podle Oduma (1969). Příklady typů zón jsou označeny podle soudobých územně plánovacích zvyklostí.

Příklady kompromisně využívaných zón v Odumově pojetí:

a – Severozápadní okraj hlavního města Prahy-Vokovice. Zemědělsky využívané plochy na význačné archeologické lokalitě – hradišti z doby bronzové; lesní okraj vlevo je na okraji údolí Divoká Šárka. Procházkové území Prahanů s koupališti, snadno dostupné veřejnou dopravou. Přirozené ekosystémy (v popředí rezervace skalní stepi Kozákova skála na akropoli keltského hradiště) odolávají silnému sešlapu.

b – Povodí vodárenské nádrže Vír na řece Svratce (Českomoravská vysočina, okres Žďár nad Sázavou). Funkce zdroje pitné vody pro více než 50 km vzdálené město Brno si vynucuje výrazná omezení zemědělství i lesního hospodářství; zatím tato opatření nejsou dost efektivní, obsah dusičnanů v říční vodě plynule stoupá.



Tím se dostáváme na pole krajinného plánování, které nemá u nás jiné institucionální rámce než územní plánování; sotva tomu bude jinak i v budoucnosti, ať se současné označení i samotná nevyhovující náplň této disciplíny bude jakkoliv měnit. Proto předkládáme na obr. 35 Odumův model z roku 1969 v podobě přepsané do současných územně plánovacích pojmů.

■ Odumovo stanovisko, opírající se o zkušenosti z USA šedesátých let, si podle našeho soudu uchovává platnost i pro ČSFR let devadesátých: „Zónování krajiny by vyžadovalo zcela nový způsob názírání, včetně komisi pro plánování prostředí vybavených výkonnou pravomocí. Větší využití právních norem s možnostmi ukládat pokuty, omezené využívání krajiny, péče o její estetické hodnoty a veřejné vlastnictví budou žádoucí, mají-li být dostatečně velké plochy s hodnotnou půdou a vodou udrženy v kategorii kompromisního využívání.“ (Odum 1969)

Předpokládáme s Odumem, že plánování osvědčí svou nepostradatelnost pro zajišťování podmínek trvale udržitelného rozvoje společnosti a že člověkem využívaná krajina jako objekt komplexního řešení bude vždy zahrnovat alespoň minimum monofunkčních ploch s charakterem abiotických systémů (tj. urban-industriálních a těžebních ploch). Z principů trvale udržitelného rozvoje společnosti vyplývá nezbytnost určitého podílu zón ostatních typů a vyvstává otázka jejich vhodných plošných proporcí.

Na základě teoretických poznatků i praktických zkušeností lze pro hledání podmínek terciární homeostázy krajiny uvést alespoň několik obecných principů:

1. V každém plánovacím obvodu (velkém územním celku) je pro úplnost řešení nezbytné zastoupení všech čtyř typů zón Odumova modelu, které zahrnou (přinejmenším perspektivně) všechna vývojová stadia ekosystémů.
2. Čím větší je podíl anorganických struktur, tím musí být pro dosažení terciární homeostázy větší podíl ploch s ochranným využíváním, které jediné mohou zabezpečit ekologické podmínky pro spontánní vývoj ekosystémů směrem k primární homeostáze.
3. Pro trvalou funkční způsobilost ploch s ochranným využíváním v intenzivně využívaném území je žádoucí, aby byly obklopeny plochami kompromisního využívání (zónami zvýšené péče o krajinu) s šetrně udržovanými nebo aktivně

obnovovanými podmínkami sekundární homeostázy. Pro své pozitivní efekty na okolí by tyto zóny měly svými výběžky sahát co nejbližší k plochám anorganických struktur (k zónám s prioritou funkcí sídelní a průmyslové výroby).

4. Pro trvalou funkční způsobilost souvislých monofunkčních ploch s přiznanou prioritou funkce sídelní, zemědělské výroby nebo těžby nerostných surovin je nezbytné, aby byly souvisle protkány a proniknuty plochami kompromisně využívanými (lokální systém ekologické stability).

5. Praktické zkušenosti ukazují, že přívítivé, zdravé a krásné prostředí je posilováno zvětšující se rozlohou kompromisně využívaných území.

6. Komplexní plánovací obvod (velký územní celek) musí pro zabezpečení vlastní terciární homeostázy zahrnout dílčí plochy s charakterem homeostázy primární i sekundární.

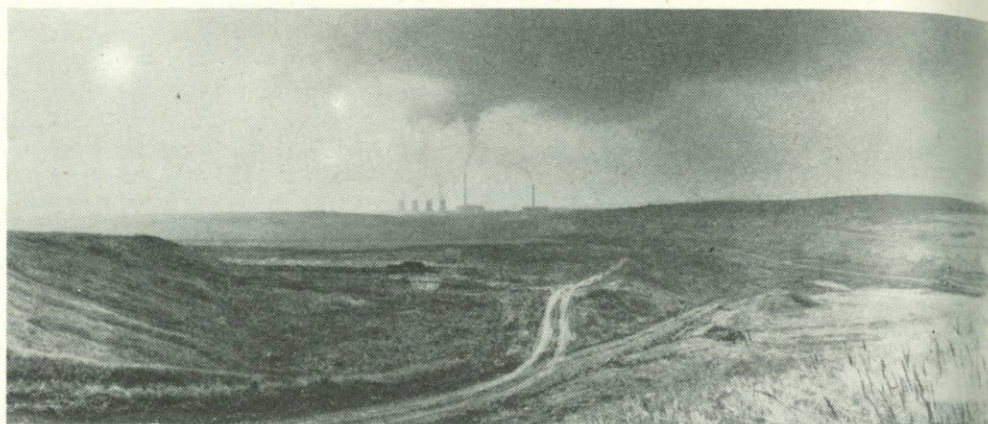
■ Samozřejmě sebelepší krajinný (územní, prostorový atd.) plán zůstává bez implementačních postupů, v praxi umožňujících omezit nebo i vyloučit určité formy využívání půdy i vody, jen kusem papíru. Zde zůstáváme v současném plánování krajiny po půl století stále na začátku cesty. Jiná cesta k zabezpečení ekologických podmínek dlouhodobě udržitelného rozvoje však dosud není známa a vrátíme se k ní v kap. 10.

■ Přírodovědný experiment lze ověřit opakováním za shodných podmínek. Obrovský společenský experiment s naší krajinou je však neopakovatelným experimentem „pro futuro“ a jeho výsledek je ovlivňován neustálou změnou společenských podmínek, za nichž se uskutečňuje. V úvahách o vývoji krajiny musíme proto brát v potaz jak přírodní zákonitosti (vyúsťující v sukcesi), tak zákonitosti ekonomické, technické a psychosociální; podcenění kteréhokoliv z uvedených oborů vždy ohrožuje správnost závěrů.

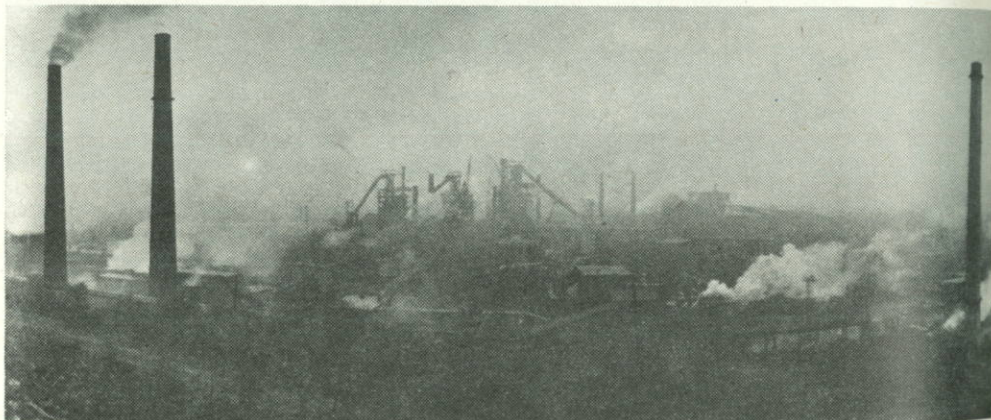
Proto v člověkem využívané krajině nemá podle našeho soudu pojem sukcese pro opis reálné probíhající procesy logické oprávnění. Při plánování zásahů do krajiny však může znalost sukcese významně napomoci při snižování nevyhnutelných rizik. V tom (a pouze v tom) smyslu uznáváme plnou platnost výše citovaného výroku, že pro zabezpečení rozvoje lidské společnosti je ekologická sukcese existenčně důležitým procesem.



Vysoce produkční zemědělská zóna v teplé vinařské oblasti si udržuje i při vysoké intenzitě využití v enklávách lesostepních ekosystémů opěrné body pro obnovu sekundární homeostázy (katastr obce Dolní Dunajovice s větší výměrou vinohradů než celé Čechy, okres Břeclav). Na obzoru výrazná ochranná zóna – biosférická rezervace Pálava.



a



b

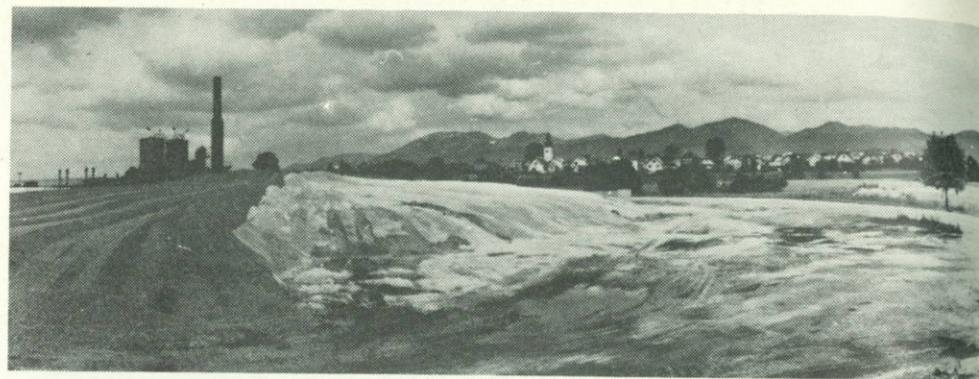
Příklady Odumových „anorganických struktur“ jako epicenter narušování ostatních krajinných zón plynnými, pevnými i tekutými odpady:

a – Největší „kulturní poušť“ ČSFR – lomové pole dolu Nástup – je zdrojovou oblastí paliva pro velkoenergetický Tušimice a Prunéřov (druhá z nich na obzoru) a ty jsou opět přímou příčinou ekologické katastrofy lesů Krušných hor na Chomutovsku.

b – Znečištění ovzduší z Třineckých železáren je hlavní příčinou odumírání lesů ve Slezských Beskydch; koksovna v popředí je vydatným zdrojem kancerogenních emisí (Třinec, okres Frýdek-Místek). Stav roku 1991.



Výjimečná šance pro obnovu primární homeostázy v teplé pahorkatině vznikla za totalitní éry tím, že moravská část hraničního údolí Dyje mezi bývalou ČSSR a Rakouskem se ocitla téměř po čtyři desetiletí v zakázaném území „za dráty“. Tato šance byla v roce 1991 právně stvrzena vyhlášením národního parku Podyjí.



a



b



c

Pozitivní příklad, jak se krajinné zóny nemusí ekologicky narušovat, ale mohou se z hlediska péče o prostředí navzájem pozitivně ovlivňovat (Turiec, nazývaný „Turčianská záhradka“, na okrese Martin):

a — vpředu „abiotická struktura“ obalovny kamenných drtí pro výstavbu komunikací; uprostřed vpravo osídlení v harmonické kulturní krajině s mírně narušenou sekundární homeostázou; na obzoru „skalní“ Velká Fatra, v níž rozlehlé partie směřují k obnově primární homeostázy;

b — chráněná krajinná oblast Velká Fatra se zbytky primární homeostázy, která je na geologickém podkladu vápenců a zejména dolomitů velmi křehká; pohled ze zbytků nedávnou pastvou devastovaných lesních porostů na obrovské spáleniště v Gaderské dolině po požáru z roku 1936, od té doby opakovaně marně zalesňované;

c — krajinná část se zcela unikátně zachovanou primární homeostázou — rezervace Padva v závěru doliny Vlkánová.

6/ ZDROJE DYNAMICKÉ ROVNOVÁHY EKOSYSTÉMU A KRAJINY — REZISTENCE VERSUS RESILIENCE

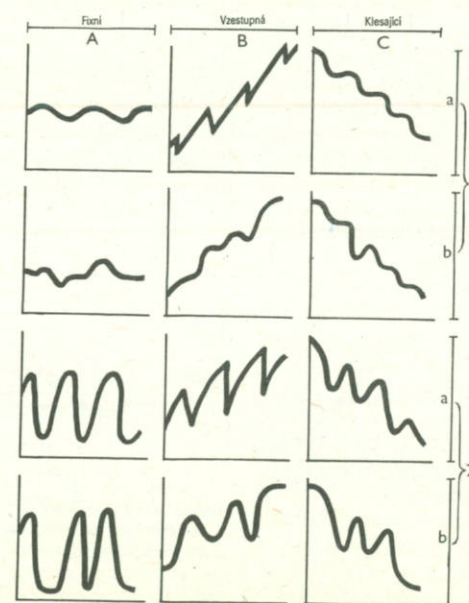
Většina ekologických hodnocení, strategií péče o prostředí i ekologických výzkumů vycházela (výslovně nebo mlčky) z předpokladu, že když náhodný vnější podnět přestane působit, systém se vrátí do výchozího stavu. Takové procesy odpovídají principům homeostázy: uplatňují se v situacích relativně blízkých rovnovážnému stavu, zatímco nerovnovážné stavy ekosystémů jsou v dnešní krajině spíše pravidlem než výjimkou. Proto obecný pojem stability dostává v poslední době širší náplň, a to právě na základě podnětů z empirického zkoumání reálných ekosystémů, které jsou spíše v nerovnovážných stavech (a kterým ani do budoucna nedá ovlivňování člověkem dospět do příliš rovnovážných stavů).

Tyto změny se uskutečňují v nejrůznějších časových měřítcích: Soubor staletých lesních porostů může být zničen vichřicí v jediné hodině. Postupný

samovolný vývoj změny tvar přirozeného řečiště během několika let, způsoby zemědělského hospodaření znehodnotily stav zemědělských půd během několika málo pětiletí. Geomorfologické procesy mění reliéf krajiny za tisíciletí a genetický základ hlavních skupin organismů se vyvíjí desetitisíce až statisíce roků.

Abstrahujeme-li od časového měřítka, můžeme typizovat křivky (nebo polygony) zachycující dynamiku zvolených vlastností ekologického systému za použití tří nezávislých parametrů (Forman et Godron 1986):

- 1/ Obecná tendence změn (A — fixní, B — vzestupná, C — klesající)
- 2/ Časová frekvence změn (a — pravidelná, b — nepravidelná)
- 3/ Relativní rozptyl nebo absolutní kolísání v rámci obecné tendence (1 — malý, 2 — velký)



osa x — čas

osa y — podstatná vlastnost ekologického systému

Tyto tři parametry společně určují charakter křivek (nebo polygonů) opisujících jakékoli změny ekologických systémů jako funkci času (např. produkci biomasy, biotickou rozmanitost — diverzitu, četnost různých skupin organismů atd.).

Takové vyjádření změn ekologické charakteristiky systému ve vhodném (přijatelně dlouhém) časovém inetervalu je rozhodující výpovědí o jeho rovnovážném či nerovnovážném stavu. Dokud podstatná ekologická charakteristika systému nejeví klesající nebo stoupající tendenci, můžeme — bez ohledu na frekvenci a rozptyl změn — označovat jeho stav za rovnovážný. Konfrontace s vnějšími podmínkami systému pak informuje o tom, zda případný rovnovážný stav systému je dosahován ve více-méně stabilních vnějších podmínkách nebo „navzdory“ jejich proměně.

Například vodní srážky a říční průtoky vykazují obvykle souhlasné nepravidelné, časově posunuté kolísání beze změn dlouhodobého průměru, tj. při setrvalé tendenci (Ab₁). Struktura využívání půdy (podíl lesů, travních porostů apod.) vykazuje v různých krajinách zákonitě vývojové trendy obvykle s malými nepravidelnými fluktuacemi (Bb₁, Cb₁). Koncentrace kyslíčnicku uhlíčitého v atmosféře Země (obr. 23) vykazuje výrazně vzestupný trend

v důsledku spalování fosilních paliv zároveň s každoročními oscilacemi v důsledku spotřeby kyslíčnicku uhlíčitého biosférou (Ba₂) atd.

Ve vztahu k rovnovážnému nebo nerovnovážnému stavu systému (jako projevu jeho stability nebo lability) dostáváme čtyři varianty, které vyjadřují soubornou reakci na velmi rozmanité vnější podněty v kombinaci s vnitřními tendencemi systému:

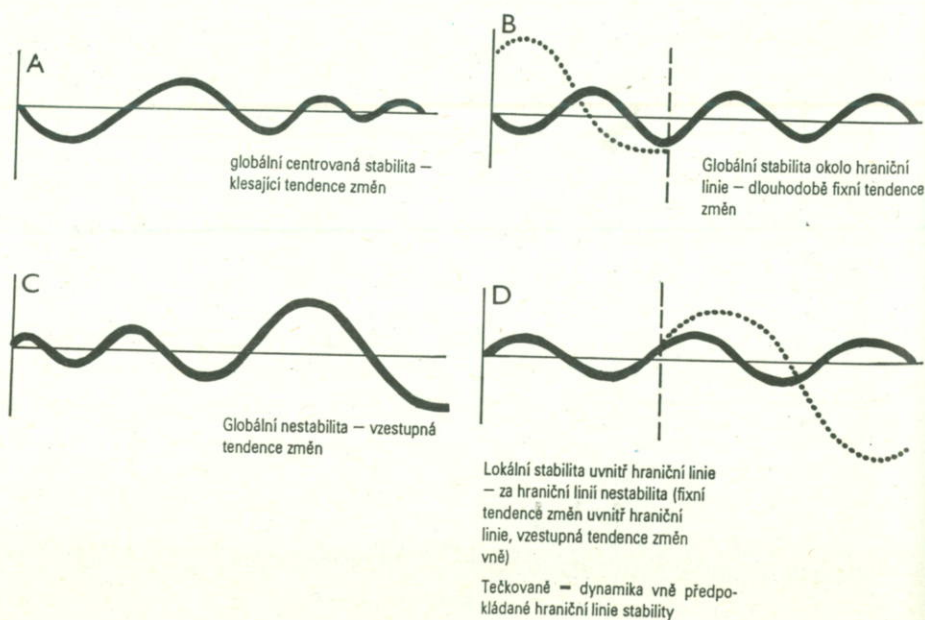
A „Globální“ centrovaná stabilita — klesající tendence změn

B „Globální“ stabilita okolo hraniční linie — dlouhodobě fixní tendence změn

C „Globální“ nestabilita — vzestupná tendence změn

D Lokální stabilita uvnitř hraniční linie — za hraniční linií nestabilita (fixní tendence změn uvnitř hraniční linie, vzestupná tendence změn vně)

(Tečkováně: dynamika vně předpokládané hraniční linie stability)

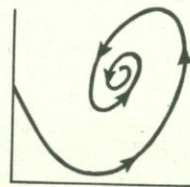


Několik konkrétních příkladů závislosti populací jako biologických systémů je uvedeno na obr. 1 (str. 18 až 20): Rovnovážné stavy 1a — pstruha, 1b — kobylky, 1c — lumíka s pravidelnými extrémními vrcholy, 1d — ryba; 1e — rovnovážný stav populace volavky popelavé v okraji areálu, s extrémními poklesy v důsledku krutých zim; 1f — nerovnovážné klesající stavy sledů severního v důsledku neregulovaného lovu.

Existují i jiné, méně obvyklé způsoby znázornění závislosti „dvojice podnětů — reakce systému“. Ve fázovém diagramu lze na osách x, y vynášet podstatné, navzájem nezávislé parametry systému (např. počty dravců a jejich kořisti, četnosti navzájem si konkurujících druhů, počty býložravců a jejich pastevní možnosti apod.), přičemž čas je znázorněn délkou úsečky mezi dvěma měřeními. Výsledkem takového znázornění je pak polygon, jehož lomové body odpovídají okamžikům měření obou parametrů. Lze předpokládat, že tyto body mohou vyjadřovat také výsledek sčítání dvou vektorů — vektoru vnitřních dynamických tendencí systému a úhrnného vektoru vnějších podnětů. Ve výsoce abstrahované podobě pak lze tuto dynamiku vyjádřit křivkami. Takové křivky předložil kanadský ekolog Holling (1977) tak, aby vystoupily podstatné tendence a základní možné varianty reagování reálných ekosystémů na vnější podněty. Při jejich hodnocení připustíme, že naše představy o budoucnosti ekologických systémů nejsou jen výrazem určité úrovně přírodovědného poznání, ale do jisté míry také odrazem určité společenské situace, v níž své představy formulujeme.

A) „Globální“ centrovaná stabilita:

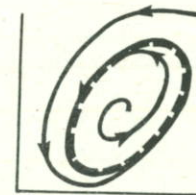
Dostředná spirála směřuje do jediného rovnovážného bodu a dává obraz stabilní „globální“ rovnováhy, který odpovídá klasickým představám o homeostáze. I když nahodilé podněty mohou narušovat hladký dostředný pohyb, systém s naznačeným chováním se bude vždy pohybovat směrem k rovnovážnému stavu. Malý podnět od velkého se v tomto pojetí liší jen kvantitativně. Efekty rušivých podnětů stejného směru a intenzity budou ovšem tím menší, čím blíže bude systém ke středu spirály. Čím bude ekosystém blíže quasistatické poloze uprostřed, tím bude stabilnější, ale tendence k rovnovážnému stavu v centru spirály se bude projevovat dostředným pohybem ve všech situacích.



B) „Globální“ stabilita okolo hraniční linie:

Jiná varianta „globální“ stability směřuje k určité uzavřené hraniční linii. Všechny odchylky od hraniční linie vyvolávají zpětný pohyb — uvnitř hraniční oblasti bude tento pohyb směřovat ven, vně hraniční oblasti však bude gravitovat dovnitř.

Pohyb systému vně hraniční oblasti znamená pouze zvětšování fluktuace, ale vně i uvnitř odpovídá plně principům homeostázy a je jejím naplňováním. V čase se budou tyto změny jevit jako mírné nepřetržité kolísání charakteristiky, jak jsme to poznali ve stabilizovaném systému „dravec — kořist“ (kap. 2).



Když poznávající subjekt jednostranně akcentuje určité stránky reakce systémů na podněty (včetně reakcí ekosystémů na lidské zásahy), má to dalekosáhlé důsledky pro jeho hodnocení skutečnosti i pro jeho praktické rozhodování. Tyto důsledky uváděných typizovaných představ pro postoje poznávajícího subjektu hodnotil Holling (1981) takto:

Předpoklady „globální“ stability přinášejí optimistické očekávání, že po odeznění rušivého podnětu se bez ohledu na jeho velikost vrátí ekosystém do výchozího stavu v souladu s principy homeostázy. Za takovým očekáváním, uplatněným jako výlučný postoj, můžeme zahlédnout subjektivistický pohled na Dobrotivou Všemocnou Matku Přírodu, která dokáže zvládnout jakoukoli chybu (včetně „darebáckých kousků“ svých rozmařilých dětí — lidí).

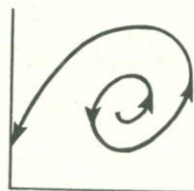
Obě varianty představ, že přírodní ekologické systémy jsou „globálně“ stabilní, se při diskusích o jejich ohrožení projevují obdobně. Ať jde o severočeské horské lesy, Baltické moře, populace dravců nebo o jiný ohrožený ekologický systém, vyúsťují ve výroky typu: „... bude trvat dlouho, nežli se zotaví.“ Takové výroky odhalují (třeba podvědomou) víru ve Všemocnou Matku Přírodu. Třeba se i připustit, že náprava bude trvat dlouho, ale samotná schopnost ekologického systému obnovit původní stav není nikdy zpochybněna: Stačí snížit působení stresových faktorů a ekologický systém se vrátí ke své stabilitě. Pokud stres trvá, bude se ekologický systém udržovat v určité vzdálenosti od rovnovážného stavu, ale bez tendence vzdalovat se od něho a chovat se nepředpověditelným způsobem.

Představa „globální“ stability je tak jednou z nejprostších optimistických, ale uspávajících, a tím zavádějících

cích polopravd. Ekologické systémy totiž nejsou vybaveny obrannými mechanismy proti jakékoli gradaci lidského vlivu.

C) „Globální“ nestabilita

Odstředivá spirála představuje dynamiku ekosystému, v němž se odchylky od rovnovážného stavu postupně zvětšují až k hranici, za kterou systém nevyhnutelně zaniká. Jestliže topický ekosystém v krajině přežije, bude to jen díky doplňování nebo regeneraci ze zdrojů zvenčí. Živé systémy mohou tak v krajině vystavené rušivým vlivům přežít jen díky její prostorové různorodosti a disperzi vhodných zásobních biotopů (případ velkých dravců a šelem).



■ Generálně očekávaná „globální“ nestabilita implikuje předpoklad Pomíjivé Křehké Přírody a permanentního ohrožení všech ekosystémů lidskou činností. Ve svých důsledcích se soustřeďuje na minimalizaci všech zásahů a přináší vysoce kladné hodnocení maximální diverzity příležitostí, lokální autonomie a „krásy malého“.

Absence skutečné stability ekologických systémů zapadá do širší koncepce nepřetržité proměny přírody, jejíž ekologické systémy jsou křehké a podřízené stálému zánikání. Proto za představou globální nestability, podle níž vnější vlivy vychylují ekologické systémy obecně do oblasti obtížně předpověditelných reakcí, lze odhalit jinou, protichůdnou, ale běžně zastávanou představu — představu Neposlušné Nevyzpytatelné Přírody, která se v mýtických představách stává člověku lživým protihráčem. Starověk oplývá důkazy o pověrečném rituálním zajišťování člověka proti chaotickým projevům lživé přírody, kterou je třeba usmířit oběťmi nebo „obebrát“. Pro celé kulturní epochy se stala ideálním výsledkem této hry dobře udržovaná zahrada, z níž byla divočina přírodních ekosystémů (a s ní jakákoli nepředvídatelnost) vymýcena lidským úsilím. Představy o ideální krajině s vsudypřítomnými znaky lidské manipulace jsou evidentně živé dodnes.

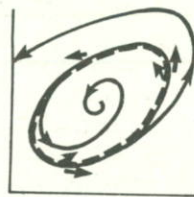
Jakkoli významná jsou tři výše uvedená schémata pro analýzu stability systémů v klasickém pojetí i pro analýzu lidských postojů k přírodě, které z nich lze odvozovat, v případě ekosystémů mohou být spíše jen teoretickými zvláštnostmi. Analýzy re-

akcí reálných ekosystémů, které jsme dosud nahodile uvedli v předešlých kapitolách, poskytují dostatek příkladů stability i labilita a vylučují jiný než kompromisní postoj:

Pokud proměnné charakteristiky ekosystému (četnost populací, množství živin, produkce biomasy, zastoupení různých taxonů apod.) zůstávají v určitých hranicích, rušivé podněty odeznívají. Kvantitativní charakteristiky mohou kolísat, ale kvalitativní charakteristiky přetrvávají a s nimi celý ekosystém. Zprvu malé podněty se však mohou stupňovat, a tu pojednou týž podnět — jen nepatrně větší — překročí určitý práh a náhle se ekosystém — aniž dával zřetelné varovné signály — ocitne za hranici stability a začne se chovat zcela jinak: řeka se mění ve stoku, půda přestane rodit, dosud odolný les se náhle zhroutí a odumře. Zobecněním takových případů se dostaneme k obecnému modelu reakcí ekosystému, který přijatelně odpovídá poznatkům o působení vnějších podnětů na reálné ekosystémy:

D) Lokální stabilita uvnitř hraniční linie — za hraniční linií nestabilita (labilita)

Toto schéma formálně slučuje všechny předcházející varianty: Uvnitř hraniční linie gravituje všechny situace buď dostředně k rovnovážnému stavu, nebo k hraniční linii; vně hraniční linie všechny možné situace směřují ven s intenzitou úměrnou vzdálenosti od této linie, takže ohrožují ekosystém zánikem. Je to případ **lokální** stability uvnitř hraniční linie v protikladu ke „globální“ stabilitě v prvních dvou schématech (A, B).



■ Existují dobré důvody předpokládat, že stabilizační mechanismy v ekologických systémech fungují pouze uvnitř určitých limitů. Jakmile intenzita působení libovolného faktoru překročí tyto limity, systém se začne chovat nepředvídatelně a může zaniknout; v nejlepším případě se mění v jiný systém s jinými limity stability. Je velmi pravděpodobné, že to závisí na mimořádně složitých kombinacích biologických, chemických a fyzikálních zpětných vazeb, fungujících v rozpětí od biochemických makromolekul k regionálním

formacím, od rychlých biochemických reakcí k dlouhodobým změnám podnebí. O hranici, za kterou začínají nevratné změny, víme jen velmi málo.

Vraťme se k předpokládaným typům reakcí přírody Země na narušení a položme si konkrétní, existenčně důležitou otázku: Co se stane, když lidstvo nedokáže včas omezit emise do atmosféry, způsobující „skleníkový efekt“ (viz kap. 3.6.7.2.4)?

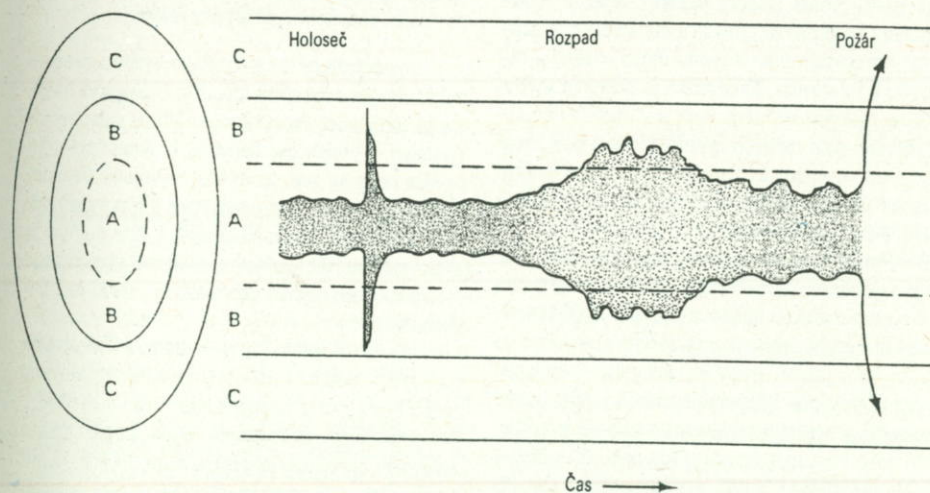
Reakce Dobrotivé Všemocné Přírody by dokázaly s určitým časovým odstupem zahladit vzniklou poruchu podnebí Země a původní rovnovážný stav by byl obnoven. Pouštní klima by se omezilo na své původní rozšíření, bývalé pouště by se znovu zazelenaly atd.

Naproti tomu Pomíjivá Křehká Příroda by se zhroutila a s ní by zaniklo lidstvo (event. by podle perversné anti-

humánních představ vznikl nový a krásnější svět bez lidí, narušujících přírodní harmonii).

Neposlušná Nevyzpytatelná Příroda by se pravděpodobně chovala v rozporu s našimi předpoklady. Např. Golfský proud, oteplicí západní břehy Evropy, by se mohl v souvislosti se skleníkovým efektem přesunout podobně jako monsuny a jiné pravidelné pohyby vzdušných mas. Nepředvídatelnost změn a jejich rychlé tempo by vytvářely sled změn, v nichž by se pro lidstvo určité nenašla převažující přírůsteky.

Myšlenkové principy dvourozměrného schématu „d“ jsou aplikovány v pokusu o trojrozměrné znázornění na obr. 36.



Obr. 36 Univerzální prostorový model změn ekologické stability v čase (Bormann et Likens 1979). Prostor vymezený změnami stability v průběhu sukcese je znázorněn třemi válci A, B, C, přičemž délka válců v bočním pohledu vpravo odpovídá časové dimenzi a čelní pohled na řezu vlevo znázorňuje prostory typických reakcí ekosystému podobně jako ve schématu „D“ na str. 158, (Severoamerický jehličnato-listnatý les se třemi jehličnany a převahou buku *Fagus grandifolia* jako základní dřevinou, New Hampshire, 1300 mm/rok vodních srážek). Vysvětlení v textu, viz též str. 49 až 51.

Ekosystém se během svého vývoje v čase pohybuje podél osy tří soustředných válců A, B, C, v jejichž rámci mohou jeho vlastnosti kolísat. Kolísání v rámci centrálního válce A odpovídá reakcím na obvyklé předvídatelné změny prostředí nebo cyklům vyvolaným obvyklými mezidruhovými vztahy. Je-li ekosystém podroben mírnému stresu, mohou se jeho vlastnosti výrazně přesunout do oblasti prostředního válce B, ale tlumivé reakce jej vracejí do centrální oblasti A. Je-li stres těžší, odchylky od „normálu“ se zvětšují a vlastnosti ekosystému překračují hranici jeho „homeostatického pole“ do oblasti C; vývoj vlastností ekosystému je těžko předpověditelný, návrat na původní vývojovou trajektorii se stává málo pravděpodobným a může dojít

k zániku starého a ke vzniku nového ekosystému. Proto hranice mezi B a C může být považována za absolutní hranici lokální stability daného typu ekosystému a po překročení hranice C ekosystém zaniká.

V tomto případě je abstraktní schéma odvozeno na základě bohatých empirických podkladů z pokusného objektu Hubbard Brook (viz kap. 3.3, obr. 10). První prudký výkyv do oblasti B odpovídá pokusné holoseči, z níž se ekosystém rychle zotavil a spontánně se dál vyvíjel po předpokládané trajektorii. Druhý výkyv vyznačuje období „zavěrečného“ přestárleho stejnověkého lesa s minimálním exportem živin v podzemních vodách, a tedy s maximální biogeochemickou stabilitou, ale s minimální odolností porostu

v počátcích rozpadu. Třetí katastrofální výkyv do oblasti C (a mimo ni), označený šipkami, vyznačuje konec existence daného ekosystému, způsobený velkým lesním požárem s následnou silnou erozí, která zničila příslušný ekotop a znemožnila návrat ekosystému k původnímu stavu.

Ve světle toho, co jsme uvedli v předcházejících kapitolách, můžeme převést model reakcí ekosystému ve schématu „D“ a na obr. 36 do „našeho“ názvosloví takto:

Uvnitř hraniční linie fungují s určitou bezpečnostní rezervou homeostatické mechanismy, kapacita zpětných vazeb v ekosystému není překročena. Co se děje uvnitř „homeostatického pole“, nemá pro řízení zvenčí zásadní význam, protože rušivé podněty postupně odeznívají a podstatné charakteristiky ekosystému se v tomto rámci ustalují v dynamické rovnováze. Ekosystém je schopen vyrovnat se s jakýmkoliv podnětem a v mezích homeostatického pole existuje reálná možnost volit zásahy, které bychom z hlediska názorů o Pomíjivé Křehké Přírodě museli hodnotit jako tvrdé, bezohledné, nebezpečné apod.

Podél hraniční linie (v její blízkosti) bude v chování ekosystému vysoký podíl náhody, protože výsledný efekt v souboru podnětů bude kvalitativně jiný podle toho, zda přesmykne ekosystém na tu či onu stranu, nebo jej ponechá balancovat v hraniční poloze. Přijmeme-li způsob prostorového znázornění převzatý od Waddingtona při vysvětlování jeho koncepce homeorhézy (kap. 4), můžeme si „homeostatické pole“ — vlastní oblast stability — představit jako kráter na vrcholu hory: systém balancující na hraně kráteru se může po malém podnětu buď do něj vrátit, nebo se přesmyknout na vnější svah.

Vně hraniční linie nedochází pouze ke zvětšenému kolísání charakteristik, ale celé chování ekosystému dostává kvalitativně jiné rysy. Zpětné vazby přestávají fungovat nebo se patologicky mění (tím se budeme zabývat v kap. 7); ekosystém se stal labilní, protože se ocitl v „poli stresových reakcí“ a setrvávání v něm by vedlo k náhradě tohoto ekosystému jiným.

práve ekologická katastrofa původního ekosystému. Jaké postoje plynou z takových představ?

Už jsme uvedli, že předkládané pojetí slučuje všechny výše probírané alternativy, tj. „globální“ stabilitu i „globál-

ní“ nestabilitu, oddělené hraniční linií, na níž se změnou kvantity podnětu dostávají reakce ekosystému novou kvalitou: Všemocná Dobrotivá Příroda podle schémat (A, B) se mění rázem v Pomíjivou Křehkou Přírodu podle schématu (C). A protože málokdy známe přesnou polohu hraniční linie, na níž dochází k této kvalitativní změně, hrajeme s Neposlušnou Nevyzpytatelnou Přírodou hru; nota bene hru bez fixních pravidel. Ekologické systémy (obdobně jako systémy ekonomické, politické, sociální) nejsou ani statické, ani deterministické; platí to i pro hledanou hraniční linii pro naše zásahy! Počítat s jejich proměnlivostí je další nutný krok na cestě k pravdivému poznání našich vyhlídek ve hře s Neposlušnou Nevyzpytatelnou Přírodou. Jakmile se proto v této hře vzdáme postojů „ozbrojeného intervenanta“ a budeme se pokoušet o symbiózu člověka a přírody, musíme „remízu“ považovat za velký úspěch ve hře, kde naše šance na vítězství podrobením přírody jsou nulové.

Dostáváme se tak k modifikovanému obecnému schématu ekologické stability: Ekologická stabilita je schopnost ekosystému vrátit se působením vlastních vnitřních mechanismů k dynamické rovnováze nebo ke své „normální“ vývojové trajektorii. Čím rychleji se ekosystém vrací a čím menší odchylky vykazuje, tím je stabilnější. V této definici je ekologická stabilita jednou z vlastností ekosystému a tlumení odchylek od „normálních“ stavů je jejím výsledkem.

V případě jednoduchých zpětných vazeb pak platí pro jednoduchý podnět různé intenzity schéma reakcí ekosystému, uvedené v tabulce na str. 163.

Pro řízení ekosystému bude podle tohoto schématu nejdůležitější poznat hraniční linii, uvnitř které existuje dynamická rovnováha díky fungujícím zpětným vazbám a vně které vnitřní regulační mechanismy ekosystému selhávají.

■ Podle některých autorů se rozlišuje stabilita globální a lokální. Domnívám se, že tyto pojmy jsou zhruba ekvivalentní Hollingově pojetí rezistence (v některých pramenech se uvádí i „perzistence“) a resilience, a to z těchto důvodů:

Pojetí „globální“ a lokální stability, které jsme zde reprodukovali podle Hollinga (1976), se liší od toho, které u nás zdomácnělo (Rejmánek 1976, Slavíková 1986 aj.), v tomto podání: „Lokální stabilita představuje odolnost společenstva vůči „normálním“ předvídatelným zásahům (např. vůči populačním výkyvům, výkyvům počasí). Globální stabilita je vlastně adaptabilita společenstva vůči mimořádným (nepředvídatelným) zásahům a změnám prostředí (např. chemické zásahy herbicidy, hnojení, radioaktivní záření, spád popílku). Lokální stabilitu nezaručuje stabilitu globální a naopak.“

Citovaná formulace vyvolává námitky, že „předvídatelnost“ jeví není dána pouze vlastnostmi systému, ale také

Intenzita rušivého podnětu	Stav systému jako výsledek autoregulačních mechanismů	Efekt rušivého podnětu	Reakce ekosystému
mimo homeostatické pole — v poli stresových reakcí	nestabilní	kumulativní pozitivní zpětná vazba	v čase stoupající
v blízkosti hraniční linie	podmínečně stabilní	žádná eliminace	vyrovnaná s nejistým výsledkem
uvnitř homeostatického pole	stabilní	negativní zpětná vazba	postupné odeznívání

schopností předvídajícího (nebo nepředvídajícího) subjektu, a proto nemůže být objektivní vlastností systému. Lokální stabilita ve zde zastávaném pojetí a v uvedeném citátu je (s uvedenou výhradou) identická; v terminologii užité v předchozím textu je to stabilita ekosystému vůči podnětu, který nepřesáhne hraniční linii homeostázy, tj. rozpětí, na něž je svým vývojem adaptován. Globální stabilita se však liší: podle Hollinga je ve schématech reakcí systému A, B zřejmé, že pokud se jí rozumí **univerzální** stabilita vůči podnětům jakékoli intenzity, **globální stabilita neexistuje**. Pokud se jí rozumí — v duchu výše uvedeného citátu — adaptabilita systémů vůči mimořádným změnám prostředí (tj. vůči podnětům vymykajícím se svou intenzitou kapacitě homeostatických mechanismů systému), je to zhruba Hollingova **resilience** (viz dále).

Bez ohledu na druhořadé terminologické rozdíly je zřejmé, že stabilita systémů má rozdílné aspekty, které se mohou doplňovat ve vztahu nepřímé uměrnosti: např. **buď** udržovat se v „normálním“ stavu bez výrazných změn, tj. s minimálním kolísáním zvolené podstatné charakteristiky systému, **nebo** vracet se po mimořádné, třeba značné změně podstatných charakteristik systému co nejrychleji do „normálu“. Proto je nutno rozlišovat především dva typy stability systémů:

— **rezistenci** (odolnost) ekosystému — schopnost zabránit změně během působení rušivého faktoru; měřítkem bude **rozpětí** mezi oběma stavy: čím menší rozdíly mezi „normálem“ a odchylkou, tím je systém rezistentnější;

— **resilienci** (pružnost) ekosystému — schopnost vrátit se k „normálu“ po skončeném působení rušivého faktoru; měřítkem bude **čas**, za který dojde k obnově „normálu“.

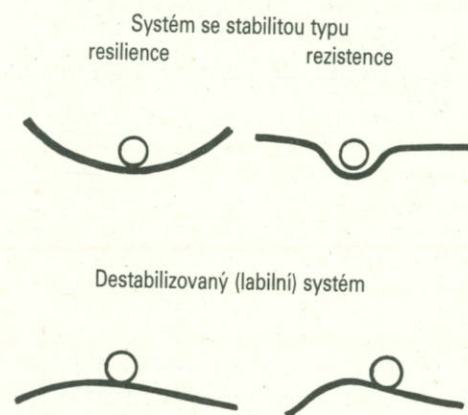
Rezistentní systém uchovává svoji strukturu vůči rušivým podnětům až po určitou hranici dokonalé, ale po jejím překročení se rychle hroutí a rozpadá (podobně jako sklo). Příkladem mohou být přirozené bory nejrůznějších typů.

Resilientní systém se mění už při nízké intenzitě rušivého podnětu, ale i při jeho vysoké intenzitě a při případných změnách své struktury si uchovává schopnost vrátit se k normálu (podobně jako guma). Takový ekosystém může ve svých charakteristikách velmi kolísat, tj. vykazovat nízkou rezistenci, a přesto (nebo právě proto) být vysoce resiliентní. Markantním příkladem mohou být rybníční ekosystémy.

Pro podněty, které svou intenzitou nepřekročí hranice homeostatického pole systému (tj. v rozsahu lokální stability), nemá rozlišování rezistence a resilience valný smysl, protože výsledkem je v obou případech ekologická stabilita. Vůči podnětům mimořádné intenzity, které překračují hranici homeostatického pole systému, však není žádný systém *ex definitione* rezistentní; rozhodujícím faktorem ekologické stability se stává resilience — schopnost adaptovat se na působení stresových faktorů (kap. 7).

Vratme se teď ještě jednou k pojetí homeorhézy (kap. 4), k analogii sukcese s řečištěm v abstraktní krajině, jímž putuje míček — ekosystém (obr. 27 na str. 114):

Příčný řez „homeorhetickým terénem“



Pohyb „míčku“ v tomto „terénu“ je výsledkem interakce

- stabilizačních mechanismů ekosystému vyjadřujících rezistenci anebo resilienci jednotlivých sukcesních stadií;
- destabilizujících náhodných, často nepředvídaných podnětů různé intenzity působících na ekosystém „zvenčí“.

V rozšířeném mechanickém modelu stability ekosystému, převzatém od Rejmánka (1976, obr. 37 na str. 165)*) znázorňuje:

- rezistenci roztahitelné pružné pero, které působí svou silou proti náhodným rušivým podnětům; napětí pera zobrazuje rozpětí podmínek vlastních ekotopu, které je biocenóza schopna tolerovat;
- resilienci příčný řez „homeorhetickým“ údolím, v němž výška úbočí odpovídá danému sukcesnímu stadiu; převýšení rozvodí vyznačuje rozsah možných adaptací biocenózy.

■ V různých sukcesních stadiích bude ekologická stabilita, charakterizovaná kombinací rezistence a resilience, vykazovat tyto alternativy (v pořadí podle grafu, Rychnovská 1986):

- ekosystémy s nízkou rezistencí i resiliencí — polní kultura, zahrady
- ekosystémy s nízkou rezistencí, ale vysokou resiliencí — pionýrská společenstva v iniciálních stadiích sukcese po zhroutilí ekosystémů v důsledku drastických změn prostředí, rybníky apod.
- ekosystémy s vysokou rezistencí i poměrně vysokou resiliencí — blokováná sukcesní stadia na extrémních biotopech, např. na skalách, suti, hadci apod.
- ekosystémy s vysokou rezistencí a nízkou resiliencí — např. klimaxové bučiny a smrčiny.

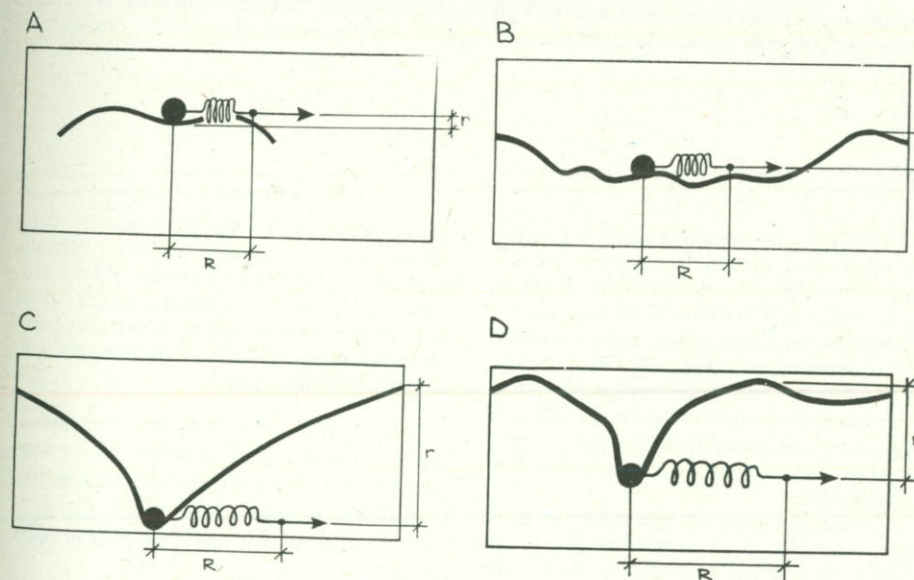
V časové posloupnosti sukcesních stadií probíhá postupná homogenizace prostředí biocenózou, a proto se velikost odchylek charakteristik ekosystému od „normálu“ bude zmenšovat, homeostatické pole rozšiřovat a rezistence zvětšovat; to znázorňuje na obr. 37 velikost roztahitelné pružiny přitahující míček — ekosystém protisměrně rušivým vlivům zpět k „normálu“. Síla pružiny bude nejmenší v iniciálních stadiích sukcese, největší v sukcesně zralém ekosystému.

■ Důležitá je analogie mezi vlastnostmi determinant společenstva a jeho odolností. Druhy označované jako K-stratégové jsou vybaveny vysokou konkurenční schopností, vysokým přežíváním a nízkou reprodukční schopností; dominují v sukcesně vyspělých stadiích. Druhy označované jako r-stratégové mají omezené schopnosti odolávat konkurenci. V dlouhodobě stabilním prostředí bude společenstvo složeno převážně z K-stratégů, kteří mají v podmínkách permanentního narušování nízkou rezistenci. V proměnlivém prostředí bude relativně vysoký podíl r-stratégů s nízkou rezistencí, ale vyšší resiliencí. Proto biocenózy iniciálních stadií sukcese (B) jsou sice daleko méně rezistentní, zato díky podílu „pionýrských“ druhů s málo vyhraněnými nároky na prostředí se snadněji vyrovnávají se širokou škálou extrémních změn prostředí. „Pionýrské“ druhy organismů (r-stratégové, viz kap. 3.5.4.3) dokáží přetrvávat v extrémně nízkých počtech a vzápětí využívat náhodilé příležitosti k explozivnímu početnímu růstu. Jejich přítomnost podmiňuje relativně příznivou resilienci blokových sukcesních stadií (C). Klimaxové biocenózy (D) a společenstva blízkého se konci sukcesní řady jsou budovány především druhy opačných vlastností (K-stratégové, viz kap. 3.5.4.3), které jsou obvykle citlivé na mimofádné

narušení ekosystému. Z těchto vlastností organismů budujících biocenózy též sukcesní série plyne, že resilience ekosystémů má v rámci sukcesní série vůči jejich rezistenci protisměrný, tj. klesající trend. To znázorňuje příčný profil údolí, jehož šířka a výška úbočí na obou stranách vyjadřuje resilienci daného sukcesního stadia. Podněty, které nepřesáhnou kapacitu homeostatických mechanismů (a rezistenci ekosystémů), přivodí kmitání míčku — ekosystému okolo údolnice, nepřekonají však sílu sukcese působící jako vektor ve směru homeorhetického údolí. Z této trajektorie může být míček — ekosystém vychýlen jen podnětem dosti silným, aby se ocitl mimo vlastní homeostatické pole.

Překročí-li míček — ekosystém v důsledku mimofádného rušivého podnětu hraniční linii homeostatického pole, vymkne se z hranic rezistence (vyznačené v grafu na obr. 37 pružinou) a ocitne se někde na úbočí, kde lze jeho další pohyb pod vlivem rušivých podnětů často jen obtížně předvídat. Dokud však nepřekročí rozvodí — hranici vlastní resilience, zůstává pravděpodobné, že dříve či později přistane opět na dně údolí a bude pokračovat ve své pouti podle „cílového projektu“ úplné sukcesní série (možná i v její deformované podobě).

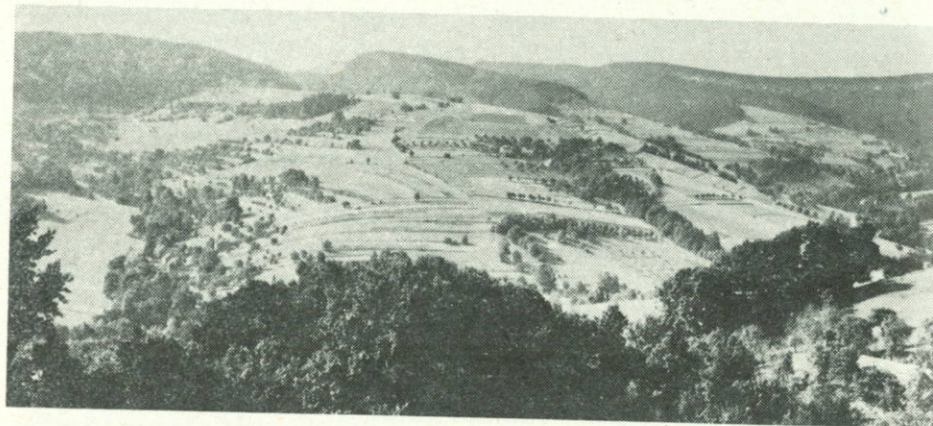
Obr. 37 Mechanický model rezistence (R) a resilience (r) během sukcesní série podle Rejmánka (1976) Biocenóza je znázorněna míčkem, rezistence roztahením přilehlé pružiny a resilience převýšením rozvodí vůči druhému údolí. Podrobnosti v textu.



Přehled změn rezistence a resilience v průběhu sukcesní série.

Sukcesní stadium	Rezistence	Resilience
iniciální	nízká	nízká
blokováná sukcesní stadia	střední	vysoká
zralé	vysoká — maximální	nízká

*) Převzato s úpravou: v originále se resilience nazývá globální stabilitou, rezistence lokální stabilitou. Toto označení se neshodovalo s pojetím Hollinga, jehož se zde přidržujeme.



Tradiční podoba krajiny Bílých Karpat, vytvořená generacemi moravských kopaničářů a udržitelná jen ruční prací v rozptýlených usedlostech, zaniká před našima očima (Starý Hrozenkov, okres Uherské Hradiště)

■ Dosavadní rozbor ekologické stability se zaměřovaly převážně na vysokou rezistenci přírodních ekosystémů ve snaze nalézt měřitelné parametry stabilních ekosystémů v podmínkách co nejbližších rovnovážném stavu. Současné problémy devastace prostředí lidskou činností však dokazují, že řešení ekologických problémů nelze najít se soustředěním na ekosystémy v podmínkách mírných rušivých podnětů. Současný pohled musí jako extrémní aspekty ekologické stability zahrnout eventuality zhroucení ekosystémů i vymírání celých skupin organismů, které by je mohly obnovit v původní podobě.

Hlavním problémem tedy není stanovit podmínky stability ekosystémů uvnitř homeostatického pole, ale zjistit, jak se budou chovat za jeho hranicí a zda je možné a pravděpodobné, že se přesunou do jiného homeostatického pole, v němž by mohly — třeba v jiné struktuře, a tedy jako jiný ekosystém — odolávat daným podnětům a přitom plnit své nezbytné funkce pro lidskou společnost.

Podstatné charakteristiky ekosystémů pod vlivem silných podnětů kolísají a s tímto kolísáním se mění i hranice jejich stability. O podmínkách stability ekologických (podobně jako sociálních nebo ekonomických) systémů budeme sotva kdy znát všechny podrobnosti nutné pro deterministické předpovědi. Dokud však ekosystém zůstává v homeostatickém poli, má vcelku předpověditelné chování; překročí-li jeho hranice (v důsledku náhodného extrémního podnětu přírodního nebo antropogenního původu), jeho chování se kvalitativně mění a stává se obtížně předpověditelným.



Uhelný lom na místě města Mostu — krajina, jež zanikla před našima očima v sedmdesátých letech. Primitivní způsob zajišťování energetiky, spojený s plýtváním, vedl k těžbě uhlí pod historickým městem (což neplánoval, tím méně provedl, nikdo na světě). Obdobný osud se připravoval podle báňských prognóz i pro města Chomutov, Jirkov, Litvínov, Duchcov, Osek, Chabařovice a část Teplic.

Samozřejmě máme o hranicích stability jen hrubé představy, můžeme však opatrně monitorovat fluktuace ekosystémů a sledovat polohu extrémních odchylek vůči většinou jen tušeným hranicím; použitelná kritéria shrnuje kap. 9. Soustředíme-li se tak místo na rovnovážné stavy spíše na hranice stability, získáme ke stejným problémům jiný, realističtější a aktivnější přístup.

Pohled na stabilitu ekosystému soustředěný na jeho rezistenci se bude zaměřovat na vyrovnání funkcí a struktur a snažit se optimalizovat řízení systému ve smyslu minimálních fluktuací, v nichž bude spatřována hlavní záruka před jejich selháním.

Naproti tomu pohled soustředěný na resilienci bude zdůrazňovat optimalizaci ve smyslu otevřené volby z více možností tak, aby řízený systém měl schopnost absorbovat nepředvídatelné budoucí podněty.

V péči o ekologickou stabilitu člověkem využívaných ekosystémů jakékoli úrovně půjde méně o odolnost ve smyslu rezistence (rigorózního uchování struktur až do okamžiku nezvratné změny) a více o pružnost ve smyslu resilience (i přes změny struktur už při malé intenzitě podnětů), o schopnost pohybu ke společensky žádoucímu normálu, ať jakkoli definovanému.

... PŘI DEFINOVÁNÍ TOHO, CO JE PATOLOGICKÉ A CO NE... JSME ZNOVU ODKÁZANI NA HODNOTÍCÍ SOUDY S JEJICH FILOZOFICKÝM POZADÍM A EVENTUÁLNÍ SUBJEKTIVITOU. NEROZLIŠOVÁNÍ ZDRAVÉHO A NEMOCNÉHO SICE VYHOVUJE TRADIČNÍ ZDRŽENLIVOSTI PŘÍRODOVĚDY V OTÁZCE HODNOT, UVÁDÍ VŠAK TAKOVÉ VĚDĚNÍ DO NEBEZPEČÍ PRAKTICKÉ NEUPOTŘEBITELNOSTI... DEFINICE NORMÁLNOSTI NENÍ MOŽNÁ BEZ PŘEDCHOZÍHO, ALESPŇ PŘÍBLIŽNÉHO A HYPOTETICKÉHO STANOVENÍ POSLEDNÍCH ŽIVOTNÍCH HODNOT A CÍLŮ.

JIRÍ VÁCHA

7/ TEORIE STRESU – EKOLOGICKÁ KRIZE – EKOLOGICKÁ KATASTROFA

Jak reaguje ekosystém na podněty, které přesahují svou velikostí hranice jeho lokální stability (tj. na podněty, které v „naší“ terminologii přesahují homeostatické pole)? Jak se bude chovat ekosystém v situaci, kterou normální homeostatické mechanismy nestačí zvládnout? Odpověď nabízí teorie stresových reakcí, která je (jak svým rozsahem, tak i vznikem) vlastně rozšířením koncepce homeostázy.

I když anglický výraz „stress“ znamená „tlak, důraz, tíseň, nesnáze“, jako technický termín označuje nikoli podnět, příčinu nebo poškození organismu, ale jeho **stav**. Můžeme se proto domnívat, že **schopnost** ekosystémů odolávat stresu je **resilience**, popisovaná v kap. 6.

Stres je stav, ve kterém se nachází živý systém při mobilizaci obranných nebo nápravných procesů vůči podnětům přesahujícím obvyklé rozpětí homeostázy (které je přraven hladce zvládat a na něž je dokonale adaptován). Toto pojetí je zásadně odlišné od toho, které uplatnil Grime (1979) ve svých bionomických strategiích (viz kap. 3.5.4.3). Zde pod stresem chápeme odpověď živého systému na takové podněty, které vyžadují přizpůsobení mimořádné, často zcela nové situaci, které svým trvalým působením vytvářejí pro něj abnormální existenční podmínky; tato odpověď odráží jeden z adaptačních mechanismů živé hmoty na základě předem připravených vrozených reakcí, které byly formovány často v jiných podmínkách, přírodním výběrem v tisíciletích systému „pokusů a omylů“; jsou geneticky fixovány a zapojují se automaticky. Z toho pak vyplývá nejistý výsledek stresových reakcí ve srovnání s téměř stoprocentní úspěšností homeostatických mechanismů.

■ Už autor pojmu homeostáza (Cannon 1914) popsal u lidí a teplokrevných živočichů fyziologické procesy, které připravují organismus na obranu nebo útok, a zprvu je označoval „záchranná reakce“. Při pocitu strachu nebo úzkosti nadledvinky zvýší vylučování hormonu adrenalinu, který stáhne cévy, vzroste krevní tlak, zvýší se obsah cukru v krvi, pomnoží se krvinky a zastaví se pohyb a vyměšování v zažívacím traktu. Tento soubor reakcí má nepochybně adaptovat organismus na zvýšený tělesný výkon, boj nebo útek, při němž svaly spotřebují větší množství

kyslíku i spálených cukrů, a popudy z centrální nervové soustavy předem připravují organismus na nadcházející potřebu zvýšeného svalového výkonu. Jenže tento mechanismus funguje i u civilizovaného člověka, který zůstává i ve své úzkosti většinou fyzicky nečinný! A tak to, co bylo geneticky zafixováno u dávných předků jako vysoce účelná adaptace, stává se dnes nepřiměřenou reakcí a zbytečnou zátěží organismu. Dnes se všeobecně ví, že časté opakování Cannonovy „záchranné reakce“ se významně podílí na vzniku tzv. civilizačních chorob (především hypertenze – zvýšeného krevního tlaku, ischemické choroby srdeční, gastrointestinálních vředů), které jsou v civilizovaných zemích častými příčinami úmrtí. Je to jeden z objevů vyplývajících z biologické teorie stresu, kterou vypracoval v padesátých letech Cannonův přímý žák, lékař a biolog, nositel Nobelovy ceny a náš krajan rodem Hans Selye. V Selyeho ucelené teorii „obecného adaptačního syndromu“ dostala výše popisovaná reakce označení „poplachová“. Zvolený příklad ilustruje několik důležitých vlastností stresu:

- Velmi různorodé podněty vyvolávají v organismu stereotypní, tzv. „nespecifický“ soubor reakcí. Stresové reakce mají obvykle též charakter bez ohledu na druh podnětu; nejsou nijak specifické ve vazbě na příčinu stresu.
- Nikoliv pouze velikost podnětu, ale jeho trvání nebo frekvence jsou rozhodující pro průběh stresové reakce (což je jedním z důkazů, že hranice stability živých systémů nelze jednoznačně vymezit).
- V odolnosti vůči podnětům se jedinci téhož druhu značně odlišují (co je pro jedno individuum součástí normálního prostředí, může u jiného vyvolávat nenapravitelné poškození).
- Odolnost vůči stresu není striktně geneticky determinována, ale může být do jisté míry individuálně modifikována.

Organismus je ve stresu pod vlivem podnětů přesahujících svou velikostí nebo trváním kapacitu homeostatických mechanismů. Stres je projevem pokusů organismu o obnovení homeostázy za mimořádného působení vnějších podnětů – stresorů. Stresory mohou být buď kvalitativně přirozené podněty v „nepřirozených“ kvantech, nebo podněty pro organismus kvalitativně „cizí“. Vyzrálá zakladatelská definice zní (Selye 1966): „Stres je stav biologického systému projevující se ve formě

specifického syndromu*), který představuje souhrn všech nespecificky vyvolaných změn v rámci daného biologického systému“.

■ Podobně jako homeostáza byla i existence stresových reakcí experimentálně dokázána a teoreticky rozpracována na teplokrevných živočiších a jejich populacích; teprve následně a víceméně na základě analogií byla převzata do jiných oborů (včetně psychologie) na základě předpokladu, že koncepte stresu vyjadřuje společné znaky reakcí živých systémů na úrovni buněk, organismů, populací i ekosystémů. I když Selye sotva zamýšlel aplikovat svou teorii na ekosystémy, jsou jeho formulace konzistentní s Liebigovým zákonem minima fyziologických faktorů a dlouhou řadou experimentálních prací ve fyziologii, agronomii, zoocenologii a v dalších disciplínách.

Teorie stresu je tedy oblastí environmentální patologie, která je ve svých aplikacích na ekosystémy a krajinu dosud stále spíše koncepcí než vybudovaným směrem zkoumání. Charvát (1969) sice doporučoval, aby se náplň pojmu stres nerozšiřovala a byla omezena na organismy vybavené centrální nervovou soustavou (jakožto hlavním regulátorem stresových reakcí), ale koncepte stresu se mezitím stala příliš přitažlivou, a i když na úrovni ekosystémů není dosud zahrnuta ve standardních učebnicích ekologie, od poloviny sedmdesátých let zřetelně roste počet prací na toto téma. Ekosystémy nepochybně vykazují za určitých podmínek nespecifické patologické reakce na působení velmi rozmanitých stresorů: zotavování ekosystémů narušených oxidy síry nebo naftou může mít určité rysy podobné sekundární sukcesi po požáru nebo smrti (nebo spíše rysy podobné primární sukcesi) atd. S jistotou rezervou se dá proto předpokládat, že taková generalizace je oprávněná a že rozšíření koncepte stresu na hybridní systémy s abiotickým subsystémem bude produktivním směrem zkoumání.

Rozvinutí koncepte stresu na úrovni ekosystémů podle toho předpokládá:

- uznat a vymezit rozsah „normálních“ reakcí daného typu ekosystému, odpovídající jeho „fyziologickému normálu“, a tím i rozpětí jeho homeostatických mechanismů
- kvantifikovat stresové reakce měřením odchylek podstatných charakteristik ekosystému od normálu
- uznat a kvantifikovat nevýhody stresové reakce pro sledovaný ekosystém, spočívající v narušení jeho „fyziologického normálu“.

Stresorem se může pro ekosystém (jako pro živé organismy obecně) stát jakákoli látka, energie, organismus nebo lidská činnost, jakmile svou veli-

kostí nebo trváním svého působení překročí kapacitu jeho homeostatických mechanismů.

■ Teoretická východiska v případě běžně působících faktorů jsou zhruba tato: Zdroje potřebné pro optimální růst, uchování a reprodukci kteréhokoliv živého systému skládají soubor jeho ekologických nároků (N). Objem fakticky disponibilních zdrojů představuje aktuální naplnění nároků (A). Záporná hodnota (A–N) znamená deficit zdrojů vzhledem k nárokům systému a při překročení hranic „normálu“ se může nedostatek běžného fyziologického faktoru stát stresorem (stejně jako luxusní zásobení, když A je podstatně větší než N).

Tak je potenciálním stresorem každý faktor nebo situace, které nutí systém mobilizovat vnitřní rezervy a používat abnormálně zvýšené množství energie k udržení homeostázy. Proto se stres projeví mj. energetickou ztrátou a může být podle ní měřen. Průběh této závislosti při odstupňovaném působení každého faktoru lze znázornit křivkou ve tvaru písmene „U“, kde optimální naplnění potřeby systému je uprostřed při hodnotě (A–N) = 0 a odchylky na obě strany znamenají rostoucí pokles funkční výkonnosti systému, např. podle kritérií růstu biomasy, uchování rezerv nebo podmínek reprodukce systému. Stres je tedy defekt vyplývající z výrazného nedostatku (nebo přebytku) v saturaci potřeb živého systému, která současně vymezuje hranici jeho homeostázy.

Obecně lze rozlišit při **jednorázovém** působení stresu tři typy adaptace systému (tři typy kompenzačních reakcí) podle schematu na str. 171:

První případ je reakcí systému jako dočasná kompenzační změna s návratem k normálu, ve druhém případě jako trvalejší přizpůsobení aktivity některých prvků systému abnormálním podnětům a ve třetím případě vidíme v reakci systému absenci podstatných kompenzačních změn, působících v systému proti abnormálnímu podnětu. Každá adaptace je pokusem o funkční přizpůsobení systému abnormálním podmínkám a spočívá ve zmenšování reakce systému na abnormální podněty cestou negativních zpětných vazeb. V každém případě vyžaduje určitý výdej materiálních zdrojů, energie anebo informace navíc oproti „normálním“ podmínkám, ale při mnohonásobném opakování adaptace živé systémy postupně snižují ztráty vynakládané na přizpůsobení původně „abnormálnímu“ podnětu. V prvním sloupci schématu je kompenzace úplná, systém obnovuje svůj původní

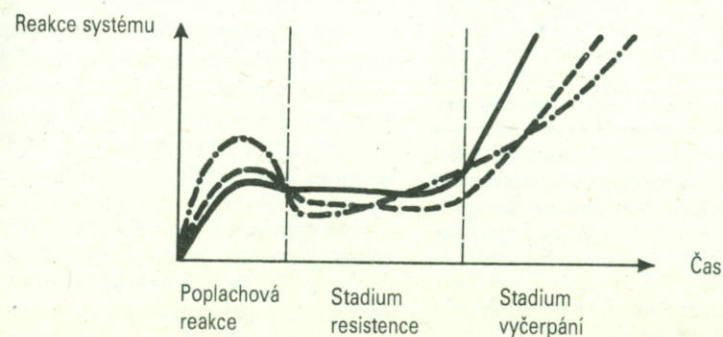
	ADAPTACE		
	dokonalá	částečná	žádná
Podnět — stresor			
Reakce systému			
Kompenzace podnětu			

stav; ve druhém případě je částečná a vytváří se nový stav, v němž je systém schopen (dočasně, možná i trvale) absorbovat abnormální podněty; ve třetím případě ke kompenzaci abnormálních podnětů nedochází a systém se hroutí.

Uvedené schéma odpovídá třem stadiím stresové reakce se specifickými příznaky („obecný adaptační syndrom“, Selye 1956) při **setrvalém** působení stresoru. Reakce systému v těchto stadiích jsou k velikosti stresoru ve složitém nelineárním vztahu, naznačeném na obr. 38.

V **poplachovém stadiu** dochází k neočekávaně velké, relativně krátkodobé odezvě v systému, která je pomíjivá. Za hrubé měřítko intenzity stresu je považována rychlost návratu ukazatelů do stavu před působením stresoru (nikoliv náhodou kritérium shodné s resiliencí).

Ve **stadiu rezistence** je odezva systému relativně malá i při setrvalém působení stresoru. Systém **zdánlivě** vyvinul rezistenci vůči stresoru, který vyvolal poplachovou reakci. Stresor dál působí, ale výrazné příznaky stresu mizí. Přesto je nutno podtrhnout, že stresory této intenzity jsou **abnormální** součástí prostředí systému, ale schopnost jim odolávat je (při respektování terminologických zvyklostí) ještě stále zahrnována pod pojem „resilience“. Při prognózování nás zajímá především situace dlouhodobého (chronického) působení stresoru této intenzity, v níž může dojít jak k posílení odolnosti udržení systému ve stadiu rezistence, tak k jeho přechodu do fáze vyčerpání (spíše delikou působení stresoru než jeho samotnou velikostí).



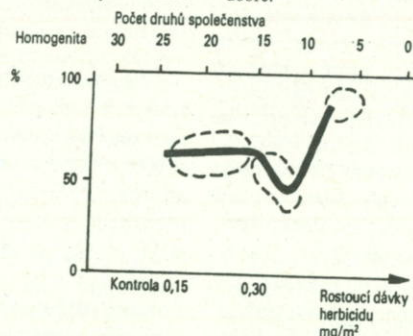
Obr. 38 Obecné schéma reagování živého systému za setrvalého působení stresoru o intenzitě, která nepřesahuje jeho resilienci, a změny jeho odolnosti. Různé čáry vyznačují různé hypotetické varianty reakcí systému.

*) Syndrom — medicínský výraz pro soubor příznaků vyznačujících **chorobný** stav.

Ve stadiu vyčerpání dochází k překročení adaptačních schopností systému. Buď překračuje resilienci systému intenzita působení stresoru svou velikostí (pak navazuje stadiu vyčerpání bezprostředně na poplachovou reakci), nebo byla získaná resilience vzhledem k hodnotě „velikost stresoru krát doba působení“ nedostatečná (pak se znovu objevuje poplachová reakce, ale dochází při ní k trvalým poruchám fungování systému a nevratné deformaci jeho struktur).

■ Klasický důkaz existence stresových reakcí představuje např. pokus se stovkou krys umístěných do komory s teplotou 0 °C (Selye 1956): U zvířat se projeví přesně definované příznaky tzv. **poplachové reakce**, ale díky izolačním vlastnostem srsti snášely krysy pokus po dobu 48 hodin poměrně dobře. Pokus pokračoval v jiné komoře

s ještě nižší teplotou, kam bylo přeneseno jednak 20 krys z původní stovky, které absolvovaly přípravu na sníženou teplotu s doprovodnými poplachovými reakcemi, a dalších 20 krys, které byly chovány při pokojové teplotě. Selye zjistil, že vůči zvýšenému chladu byly krysy, u nichž pod vlivem krátkodobého menšího chladu proběhla poplachová reakce, méně odolné než ostatní (kontrolní) zvířata. Po pěti týdnech byla z první komory odebrána ještě jedna skupina krys a umístěna v mnohem chladnějším prostředí se skupinou, která ještě chladu nebyla vystavena. Tentokrát obě skupiny reagovaly obráceně: první skupina se za pět týdnů již stačila přizpůsobit podmínkám nižší teploty a její členové byli schopni života i při teplotách, které by normální krysy nikdy nevydržely — byly v tzv. **fázi rezistence**. Po několika-měsíčním pobytu v chladné komoře však začala jejich získaná odolnost opět klesat a nakonec i u nich nastoupila **fáze vyčerpání**: zvířata již nebyla schopna života ani v komoře s menším chladem, v níž se na začátku pokusu cítila velmi dobře.



Obr. 39 Změny homogenity a četnosti bylinných druhů v plevelném společenstvu jako projev stresové reakce vyvolané stupňovanou aplikací herbicidů (Stöcker 1977, Haupepler 1982)
Podrobnosti v textu

■ Příkladem vlivu chemického stresu na strukturu rostlinného společenstva jsou výsledky stupňovaných dávek herbicidu na fytocenózu polních plevelů (Euphorbia-Melandryetum — asociace bohatých sprašových půd řepařsko-pšeničné výrobní oblasti). Na trvalých zkušných plochách v oblasti Halle /Saale testoval Stöcker (1977) stupňované dávky MCPA (0,2 methyl-4-chloroxyacid), aplikované navíc k herbicidům obecně používaným na polích oblasti. Počet druhů cévnatých rostlin v plevelném společenstvu ve fázi rezistence klesal z 25 až na 17, aniž se homogenita společenstva měnila. Pak se prosadilo několik málo rezistentních druhů (merlíky rodu *Chenopodium*) jako dominanty při snižující se homogenitě, což indikuje rozpad společenstva ve fázi vyčerpání. Při maximálních dávkách herbicidu zůstalo jen několik málo druhů plevelů a ještě v malém počtu jedinců; zákonitě struktury společenstva i při maximální homogenitě porostu zmizely a společenstvo jako syntaxonomická jednotka zaniklo.

Obdobné ekologické krize a katastrofy jsou na úrovni místních populací organismů a jejich spole-

čenstev běžné nejen v důsledku lidské činnosti, ale od nepaměti i v důsledku přírodních dějů. Tyto situace můžeme s využitím teorie homeostázy a stresu obecně definovat takto:

Ekologická krize je situace, v níž se adaptační schopnosti živého systému přibližují dosažitelným mezím. Vzniká při překročení homeostatického pole pod vlivem stresového faktoru (faktorů) takové intenzity, že se systém ve stadiu rezistence blíží ke stadiu vyčerpání.

Ekologická katastrofa je situace, v níž nejsou splněny elementární potřeby živého systému a jeho ekologická valence je překročena do té míry, že podmínky biologické reprodukce systému zanikají. K tomu může dojít jednorázovým extrémním zásahem (typu jaderného výbuchu) nebo „plíživě“ — dlouhodobým působením stresorů, kdy se systém

postupně, a pro nás často neočekávaně, ocitá ve stadiu vyčerpání.

Zvýšená frekvence ekologických krizí i ekologických katastrof na úrovni místních populací organismů v člověkem využívané krajině (a jenom takovou má smysl se zabývat blíže) souvisí především s přeměnou ekosystémů s vysokou úrovní rezistence na „otevřené“ ekosystémy s rezistencí nižší úrovně.

■ Řídící členy existence i celkové stability (rezistence plus resilience) obou těchto základních typologických skupin ekosystémů jsou rozdílné:

- U přírodních a polopřírodních ekosystémů jsou to především autoregulační mechanismy, dané vnitřními vazbami systému samotného. Měřítkem stability je schopnost uchovávat svou strukturu za působení kolísavých podnětů.
- U antropogenních ekosystémů je řídicím členem existence i celkové stability činnost místní lidské populace, daná vnitřními vazbami lidské společnosti (společenského systému). Měřítkem stability je schopnost plnit proměnlivé socioekonomické funkce. Jejich součástí je i ekologická stabilita, ať společnost pasívně registrovaná, nebo aktivně formovaná (v duchu koncepce homeorhézy).

Proto je vzhledem k problémům ekologické stability člověkem využívané krajiny žádoucí účelově modifikovat obecné definice pojmů „ekologická krize“ a „ekologická katastrofa“ ve vztahu k životnímu prostředí lidské společnosti takto:

Ekologická krize je situace, v níž se společensky definované ekologické potřeby (nároky místní lidské populace na dosažení společensky a historicky akceptované životní úrovně) přibližují společensky akceptované dolní mezi uspokojení nebo klesají pod tuto mez.

Ekologická katastrofa je situace, v níž nejsou splněny elementární ekologické potřeby místní lidské populace. Tato situace není předmětem našich úvah.

Takto definované situace nemohou být podle mého soudu podchyceny ani výlučně prostřednictvím přírodovědných, ani výlučně prostřednictvím medicínských pojmů. Např. přírodovědně definovaná ekologická katastrofa ekosystému kulturního lesa se stává (nebo nestává) součástí akutní ekologické krize místní lidské populace v míře závislé mj. na stavu společenského vědomí.

Přesto na úrovni místních populací organismů i ekosystémů lze v ČSFR s určitostí doložit všechna tři stadia reakcí na civilizační stresory.

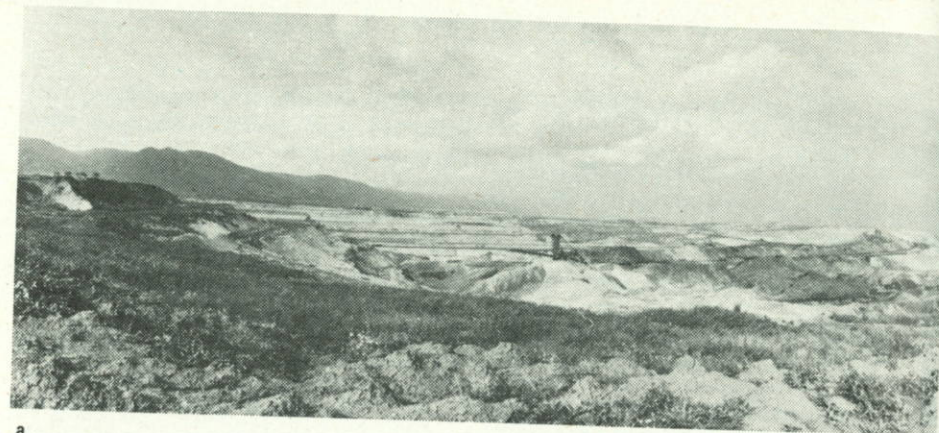
Při pokusech o jakékoliv prognózování reakcí krajiny na působení civilizačních stresorů je nutno mít na paměti:

- Ekosystémy ČSFR nejsou pod vlivem klesajícího ani konstantního, ale v úhrnu stále ještě gradujícího působení hlavních civilizačních stresorů a stresové reakce ekosystémů budou po jejich tlumení odeznívat v některých případech celá desetiletí.
- Když systém vytvoří rezistenci vůči jednomu stresoru, snižuje se obvykle současně jeho rezistence vůči ostatním stresorům. Tak při kombinaci stresorů dochází běžně nikoli ke sčítání, ale k jejich násobení (vzájemnému potencování, k synergismu).
- Provedené bilance stresorů bývají zřídka úplné, uplatňují se další nekontrolované a dokonce nepoznané stresory.
- Nikoliv samotná intenzita stresu, ale „intenzita krát doba působení“ určuje, zda se ekosystém nachází ve stadiu poplachové reakce, skrytého působení stresorů ve stadiu rezistence nebo ve stadiu vyčerpání, v němž jeho celková odolnost klesá a obranné reakce selhávají.
- Jakákoliv lineární extrapolace reakcí geosystémů na dlouhodobé působení stresových faktorů v čase ignoruje jednu ze základních vlastností živých systémů, a proto dává pro další období vždy nesprávné výsledky (konkrétně — podle dosavadních zkušeností ve většině případů — optimisticky nadhodnocené). Lineární extrapolace je přípustná pouze pro kratší časová období a pro ekosystémy, které se nacházejí ve stadiu rezistence.

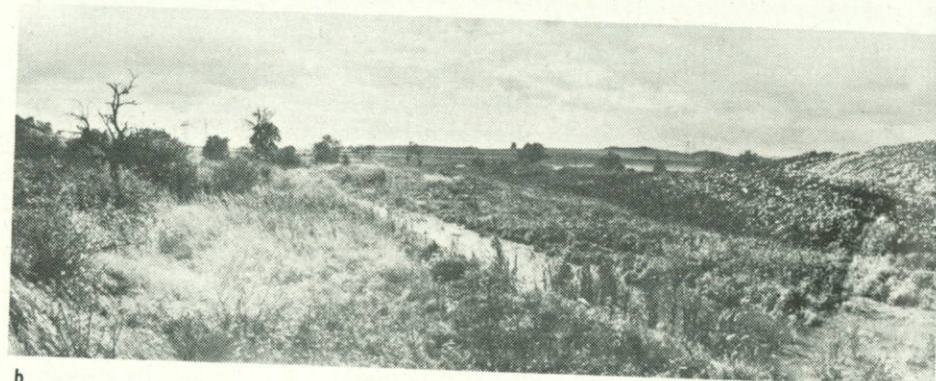
Udržet ekologickou stabilitu v těchto podmínkách vyžaduje nejen ochranu ohrožených ekosystémů, nejen asanaci škodlivých faktorů — stresorů, ale především takovou úpravu využívání krajiny, která by zaručila plnou výkonnost všech ekosystémů, tj. ekologickou optimalizaci. Z hlediska dlouhodobých perspektiv, jediné průkazných pro posuzování ekologické stability, jsou dvě principiální možnosti, jak uchovat ekosystém ve stadiu rezistence:

- buď přizpůsobit intenzitu působení stresorů resilienci ekosystému,
- nebo přizpůsobit vlastnosti ekosystému, určující jeho resilienci očekávané intenzitě těch podnětů prostředí, které mohou působit jako stresory.

Z hlediska metodického přístupu je nutné stresory dělit podle doby jejich trvání na dlouhodo-



a



b

a — Sypání Ervěnického koridoru v sedmdesátých letech 20. století mezi velkolomy Šverma a Čs. armády. Koridorem nyní probíhají nepostradatelné komunikace (železnice, silnice), energetické sítě a zatrubněná říčka Bilina přes území hnědouhelné těžby. Obrovský úkol vytvořit novou krajinu dolehne na příští století.

b — Devastované území na úpatí vnější výsypky velkolomu Březno s opuštěnými sady a druhotnými močály (1974, okres Chomutov); dnes kvalitně zemědělsky rekultivováno

Příklady civilizačních stresorů a jejich důsledků na ekosystémy

Trvání stresu	Perspektiva kompenzace autoregulačními procesy	Stadium obecného adaptačního syndromu	Vhodné označení	Příklady	
				stresového faktoru	společenských důsledků
jednorázový	časem vysoce pravděpodobná	poplachová reakce	ekolog. havárie	únik nafty do toku	vyhubení hydrobiocenóz a dočasný zánik samočisticí schopnosti toku
sezónní			ekolog. krize	víkendové přelidnění rekreačního území	narušení ekosystémů a ztížená regenerace lidských sil
setrvalý	časem možná, ale spojena s riziky	rezistence (možný přechod k ekolog. stabilitě ve společensky nežádoucí podobě)	ekolog. krize	dlouhodobé neracionální přehnojování	plýtvání hnojiv, zhoršení půdní struktury, pokles úrodnosti, hygienická závadnost lokálních vodních zdrojů
				pokles organického podílu zemědělských půd	pokles výnosů plodin, zvýšené škody erozí
setrvalý	nemožná v přijatelných časových rámcích	vyčerpání	ekolog. katastrofa lesů (jako součást akutní ekolog. krize místní lidské populace)	extrémní průmyslové imise	odumření lesních komplexů, funkční nezpůsobilost souvislých lesních území zvýšená nemocnost a úmrtnost místní lidské populace

bé a krátkodobé. Dlouhodobě působící stresory vlastně vytvářejí právě dlouhodobost svého působení společně s ostatními „přírozenými“ podmínkami daného ekotopu jeho kvalitativně novou podobu, které potenciálně odpovídá nový typ biocenózy (např. trvalé snížení hladiny podzemní vody v lužních lesích okolo regulovaných toků). Krátkodobé stresory jsou takového charakteru, že impulsivností svého působení neumožňují biotě vytvoření nového, jim odpovídajícího ekosystému (např. vodohospodářské havárie).

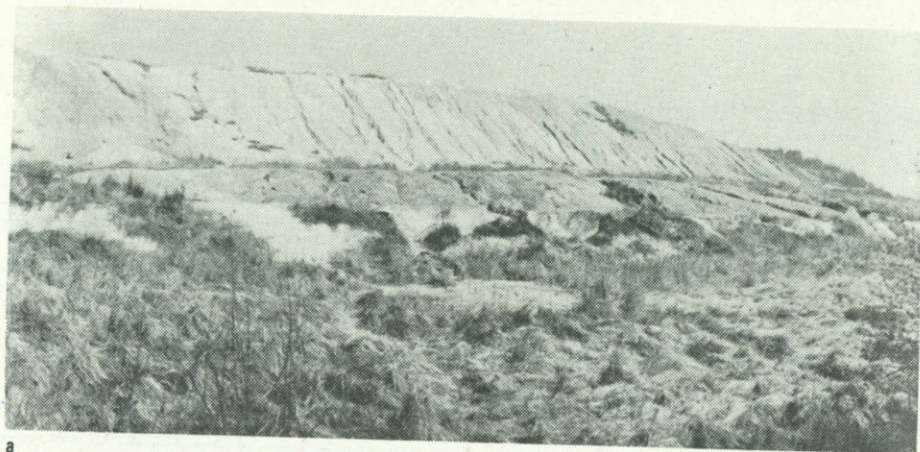
U **dlouhodobého** ovlivňování je proto nutné jít cestou přizpůsobování bioty antropogennímu ekotopu, a to jak u ekosystémů hospodářských, tak u ekosystémů dosud přírodních. Je tedy nutno cílevědomě budovat náhradní antropogenní přírodní společenstva.

U **krátkodobého** ovlivňování ekosystémů je účelné jít odlišnou cestou. Rozhodující roli zde hraje, dobře fungující tzv. územní systém ekologické stability (viz kap. 10) jako trvalý zdroj přírodního genofondu. Jedině ten je totiž schopen po skončeném působení stresoru s lidskou pomocí „znovu-

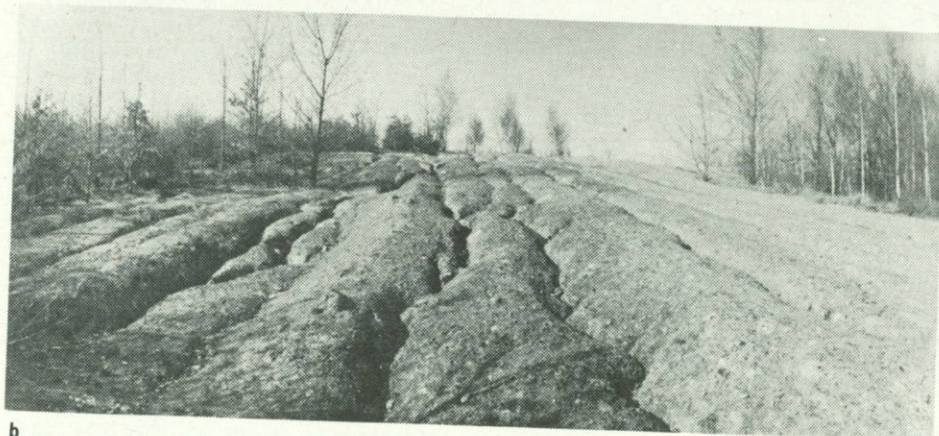
sídlit“ narušením deformovaný nebo zcela degradovaný ekosystém relativně totožnou biotou.

Bez toho nelze dlouhodobě zajistit skutečnou optimalizaci krajiny, lze však alespoň ekologicky suboptimálním řešením respektovat adaptabilitu ekosystému tak, že nebude překračována hranice působení stresorů, za níž se ekosystém funkčně zhroutí se společenskými důsledky, jakými jsou např. znehodnocení pitné vody z imisních oblastí, katastrofální špičkové odtoky, plíživý pokles úrodnosti půd v důsledku jejich okyselování, snižování organického podílu půd, zhoršování jejich fyzikálních vlastností apod.

Pokud si udrží platnost požadavek vyváženého růstu hmotné i duchovní úrovně společnosti, bude to znamenat v dohledné době další zvyšování nároků na přírodní zdroje. V důsledku toho nebude (ani v případě výrazné ekologizace využívání naší krajiny) možné zabezpečovat rezistenci ekosystémů v ČSFR vyloučením civilizačních stresorů. Proto je prohlubování a konkretizace našich znalostí o stresových reakcích ekosystémů naléhavou společenskou potřebou.



a



b

a – Úbočí Střimické výsypky u Mostu před zahájením rekultivací (1974)
Povrch tvořený nerektivovatelnými zeminami (kaolinitické jíly s porcelanitem a uhelnou příměsí,
sterilní až fytotoxické pisky) zůstává po řadu let bez vegetace, vystaven rýhové erozi.

b – Výsypka Kaňkov mezi Bilinou a Braňany (1980), zalesněná na sklonku šedesátých let
Erodivaný ostrůvek fytotoxických zemin (se sirnatým uhlím, z něhož se tvoří v průběhu větrání kyseliny)
neskýtá dodnes existenční podmínky pro jakoukoliv vegetaci.

A P L I K A Č N Í Č Á S T



Jizerské hory a Krkonoše – dvě olysá česká pohoří ve stavu probíhající ekologické katastrofy lesních eko-
systémů v důsledku dálkového přenosu průmyslových imisí (1989)

Pohled ze státní přírodní rezervace „Prales Jizera“ na hřebeny Krkonoš

Foto Martin Kubeš

TO, CO NAZÝVÁME VĚDOU, MÁ JEDEN JEDINÝ CÍL: STANOVENÍ TOHO, CO VE SKUTEČNOSTI EXISTUJE. URČENÍ TOHO, CO MÁ BÝT, JE ÚKOLEM, KTERÝ DO ZNAČNÉ MÍRY NA PRVNÍM NEZÁVISÍ...
SAMO JEHO VYTYČENÍ JE JIŽ MIMO VĚDU.
OCENĚNÍ ŽIVOTA... ZÁVISÍ NA TOM, CO DUCH OČEKÁVÁ
OD SVÉ VLASTNÍ BUDOUCNOSTI.

ALBERT EINSTEIN

8/ ZÁKLADNÍ TYPY EKOLOGICKÉ STABILITY

Uvádíme zde souhrn poznatků a pracovních hypotéz, jak se ustálily v roce 1985 po mnoha diskusích v mezioborovém tvůrčím týmu Ekoprogramu, programu ekologické optimalizace hospodaření v krajině pod záštitou bývalé SKVTRI. Praktické závěry plynoucí z tohoto souhrnu poznatků a hypotéz již nacházejí uplatnění v plánování zemědělských pozemkových úprav i v lesních hospodářských plánech; a to nikoliv jako soustava „definitivních pravd“, ale jako současný stav kolektivního poznání, které podléhá permanentní opravě.

Mají-li ekosystémy a krajinné systémy (geosystémy) trvale plnit své produkční a mimoprodukční funkce pro společnost, potřebujeme poznat hranice, kam až je můžeme zatěžovat, aniž bychom je podstatně narušili; jinak řečeno — poznat hranice jejich odolnosti. Abychom hranice odolnosti ekosystémů mohli podle společenských zájmů respektovat, shromáždili jsme dostupné ověřené poznatky o synekologických stabilizačních principech uvnitř ekosystémů i v rámci celé krajiny — poznatky, které vyúsťují mj. do stanovení určitých typů ekologické stability.

Ekologická stabilita je schopnost ekologického systému **přetrvávat** i za působení rušivého vlivu a reprodukovat své podstatné charakteristiky v podmínkách narušování zvenčí. Tato schopnost se projevuje (1) minimální změnou za působení rušivého vlivu nebo (2) spontánním návratem do výchozího stavu, resp. na původní vývojovou trajektorii po případné změně. Tato obecná definice zahrnuje dva značně rozdílné aspekty, přičemž přítomnost **jednoho** z nich stačí k tomu, abychom hovořili o ekologické stabilitě.

Protikladem ekologické stability je **ekologická labilita** (nestabilita) jako neschopnost ekologického systému přetrvat působení „cizího“ vlivu zvenčí nebo neschopnost vrátit se po případné změně k výchozímu stavu, resp. na původní vývojovou trajektorii. Také v tomto případě stačí jeden z uvedených rozdílných aspektů, abychom mohli právem hovořit o nestabilitě. Ekologicky nestabilní (labilní) systémy mají nedokonalé vyvinuté autoregulační mechanismy, a proto jeví zřetelnou tendenci ke snížení odolnosti (např. smrkové monokultury v suché pahorkatině).

Ekologická rovnováha je dynamický stav ekologického systému, který se trvale udržuje s ma-

lým kolísáním nebo do něhož se systém po případné změně opět spontánně navrácí. Ekologická rovnováha tedy označuje — při veškeré rozmanitosti možných pojetí — stav, který se udržuje zhruba konstantní nebo v přibližně pravidelných cyklech, a je-li dosahována v podmínkách působení vnějších systémů cizích faktorů, stává se hlavním **projevem** ekologické stability.

Ekologický systém setrvávající sice bez vnějšího zásahu ve svém stavu (např. na určité sukcesní trajektorii), ale po vychýlení z něho (např. z dané sukcesní trajektorie) neschopný z vnitřních zdrojů tento stav obnovit, musí být označen jako nestabilní (labilní). Z hlediska hodnocení stability nebo lability je nutno rozlišovat dvě kvalitativně odlišné situace:

a) **„normální“ působení faktorů**, kdy změny struktury a funkcí ekosystémů zůstávají v rámci daného typu, nepřekračují meze odolnosti ekologického systému a nevylučují jeho spontánní regeneraci; zde přicházejí v úvahu:

- omezené (nepodstatné) změny ekologického systému (projev odolnosti nazývaný rezistence — viz dále)
- velké, pravidelné a dlouhodobé kolísání charakteristik (cykličnost)
- velké, nepravidelné a krátkodobé kolísání (fluktuace);

b) **„extrémní“ působení faktorů**, které se vymyká „normálu“ do té míry, že změny struktury a funkcí ekologického systému hrozí překročením meze jeho odolnosti; v těchto případech jde buď:

- o některou ze tří výše uvedených eventualit (projev odolnosti nazývaný resilience — viz dále, cykličnost nebo fluktuaci), nebo
- o podstatné, postupné změny z vnitřních příčin ekosystému, které jsou z hlediska spontánního přírodního vývoje ireversibilní, s přechodem k novému typu ekologického systému (sukcese), nebo
- o kritické až katastrofické, náhlé změny znamenající destrukci ekologického systému v důsledku působení jemu „cizích“ faktorů, jež přesáhlo meze jeho odolnosti (a uvolnilo prostor pro následnou sekundární sukcesi k jinému ekologickému systému).

Soužitím organismů vznikají kvalitativně nové, specificky systémové vlastnosti společenstev, které nelze odvodit přímo z vlastností jednotlivých přítomných druhů (populací). Z těchto specifických vlastností společenstev je nejvýznamnější jejich schopnost autoregulace, vyjádřená „navenek“ různou odolností vůči změnám ekologických faktorů a projevující se „dovnitř“ spontánním přijímáním nebo naopak omezováním až vylučováním určitých druhů a úpravou počtu jedinců v populacích v závislosti na kolísání ekologických podmínek (v závislosti na nosné kapacitě prostředí).

Ekologická labilita (nestabilita) je často přechodnou vlastností ekosystémů, protože může vést ke vzniku nového ekologického systému s obnovou stabilitou, přiměřenou nové ekologické situaci (např. vysoce stabilní drny třtiny chloupkaté na kyselých substrátech na místě horských lesů zničených průmyslovými imisemi). Hranice stability přirozené horské smrčiny za působení průmyslových imisí je dána odolností nejcitlivější složky ekosystému, v tomto případě (po odumření synusie epifytických lišejníků) stromové vrstvy; samozřejmě se tu kombinuje (současně nebo časově následně) celá řada faktorů, jako gradace znečištění ovzduší, náhlé změny dalších meteorologických prvků, degradace půdy, různé biotické faktory (škůdci) apod.

Příklad horské smrčiny a vysoce stabilních náhradních společenstev třtiny chloupkaté je dokladem, že mohou vznikat situace společensky nežádoucí stability (např. stabilita hydrobiocenóz eutrofizovaných vod, když potřebujeme obnovit mesotrofní poměry; ekologická stabilita neplodných půd apod.). V takových případech by naopak byla společensky žádoucí ekologická labilita vůči „cizím“ faktorům, umožňující naplnění společenských požadavků.

Mnoho případů dynamického chování ekologických systémů nejsme zatím schopni přiřadit k projevům stability ani nestability (lability). Patří sem takové případy, kdy např. dosud neznáme určující faktory chování systému nebo kdy jeho chování nejsme schopni předvídat pro příliš krátkou dobu sledování apod. Tato výhrada však neplatí pro ekosystémy v obvyklém pojetí, které lze ve směrse zařadit do semikvantitativní polární stupnice „stabilita – labilita“. Pro polohu ekosystému na této stupnici obvykle platí: Čím jsou ekologické systémy v obdobných podmínkách intenzivněji ovlivňovány lidskou činností, tím větší vklady dodatkové energie pro svoji stabilizaci vyžadují a tím menší

prostor v nich zbývá pro uplatnění autoregulačních mechanismů.

Faktory „cizí“ ekologickému systému

Ekologická stabilita (= schopnost) i ekologická rovnováha (= stav) se udržují **přírodními procesy** z vnitřních zdrojů ekologického systému tzv. autoregulačními mechanismy, jejichž základ je v dědičnosti, mikroevoluci a jiných nedokonalostech poznatých vlastnostech zúčastněných druhů. Antropogenní stabilitu ekologického systému uchovávají a vytvářejí **lidské zásahy**, jež u antropogenních ekosystémů patří k „normálnímu“ prostředí systému.

Vnější nebo „cizí“ faktory jsou podle našeho (diskusního, nikoli obecně uznaného) pojetí ty, které nelze zahrnovat do normálního ekologického režimu daného typu ekologického systému. Faktor může být považován za „cizí“ i v případě, že nevyvolává svým působením zjevnou změnu ekologického systému, protože ekosystémy mají do jisté míry schopnost vyrovnávat se s působením zjevně „cizích“ faktorů.

Rozlišování na „vlastní“ (vnitřní) a „cizí“ (vnější) faktory závisí na typizaci prostředí ekosystémů: samozřejmě existují všechny myslitelné přechody mezi „cizími“ faktory a „vlastními“, zahrnovanými do „normálního“ režimu ekologického systému. Např. plošný rozpad těch typů přírodních lesů, kterým je vlastní hromadění surového rašelinného humusu, se stává nezbytným předpokladem jejich cyklické přirozené obnovy. Pro některé mediteránní křovité ekosystémy jsou požáry přirozeným a „normálním“ faktorem, neboť celá jejich evoluce probíhala za periodického působení požárů. Mírná intenzita sešlapávání drny je „normálním“ faktorem prostředí pastviny jako antropogenního ekosystému a teprve při extrémní intenzitě vyvolává stresovou reakci ekosystému, takže se stává „cizím“ faktorem; a dokonce i racionální soustava agrotechnických opatření v agroekosystémech je určujícím „vlastním“ a nikoliv „cizím“ faktorem jejich prostředí, přičemž rovnovážný stav orných půd se ustaluje činností edafonu (především spontánní činností půdních mikroorganismů) jako biocenotická rovnováha. Spontánní přírodní procesy, které často bez vědomí zemědělce spolupůsobí při tvorbě a ochraně úrodnosti půd i při pozitivním ovlivňování vývoje a produkce kulturních rostlin, jsou tedy i ve výhledu nepostradatelným předpokladem úspěšné agrotechniky, a obojí (tj. jak racionální agrotechnika, tak přírodní spontánní procesy, které

využívá) patří do „vlastního“ prostředí agroekosystémů.

Běžně používaný výraz „rušivý faktor“ není v těchto souvislostech na místě, protože přináší vysloveně antropocentrická hlediska, proměnlivá podle různých záměrů na manipulaci s tímž ekosystémem. Pak mohou být některé faktory patřící k „normálnímu“ režimu daného typu ekologického systému (příklady viz výše) mylně hodnoceny jako ekologicky rušivé. Působení takových faktorů však může být pro trvalou existenci zmíněných typů ekosystémů nezbytné, je předpokladem jejich rovnovážného stavu, a proto je považujeme za součást normálního prostředí uvedených typů ekosystémů.

Neexistuje žádný ekologický systém vybavený univerzální schopností odolávat všem myslitelným „cizím“ faktorům. Proto neexistuje žádná odolnost ekosystémů „o sobě“ jako obecná vlastnost, ale pouze jejich odolnost vůči určitým faktorům nebo jejich skupinám.

Na základě dynamického chování zvolené podstatné ekologické charakteristiky (viz dále) lze rozlišovat čtyři základní typy ekologické stability, totiž konstanci, cykličnost, rezistenci a resilienci (elastičnost). Všechny čtyři typy stability mohou být výsledkem výlučně přírodních procesů nebo

převážně antropogenních zásahů nebo výsledkem nerozlučné kombinace obojího. Samozřejmě existují ekologické systémy v dlouhodobě rovnovážném funkčním stavu, jejichž existence zcela závisí na antropogenních vkladech hmot a energií (např. ekologické systémy lidských sídel). V tom případě se jejich rovnovážný stav neustaluje spontánními přírodními pochody, neprojevují tendenci k rovnovážnému stavu (alespoň ne jako ekologické systémy), a proto postrádají schopnost ekologické stability v pojetí, které zde uplatňujeme.

Pokud se rovnovážný stav ustaluje převážně spontánními procesy, je to stále ekologická rovnováha v plném a pravém smyslu i v antropogenních ekologických systémech (např. v zemědělsky intenzivně obdělávaných půdách); teprve výlučně lidskými zásahy zabezpečovaná rovnováha je vskutku antropogenní. Ekologická rovnováha se však může realizovat spontánními pochody nejen v přírodních, ale i v přírodě blízkých a dokonce i v člověkem vytvořených ekologických systémech (např. v rybnících).

Podle absence či přítomnosti „cizích“ faktorů je možno základní typy ekologické stability členit tak, že první dva typy mohou vznikat i v situacích bez „cizích“ faktorů, druhé dva pouze za působení „cizích“ faktorů podle schématu:

Kolísání podstatné ekologické charakteristiky	Ekologický „cizí“ faktor (faktory)	
	nepůsobí	působí
malé (nepodstatné)	konstantnost (např. písečná vegetace dun)	rezistence (např. udržovaná pastvina)
velké (prakticky významné)	cykličnost (např. lesostep)	resilience (elastická) (např. rybník)

■ Projevy lability (nestability) ekologických systémů mohou být děleny na změny endogenní (vznikající z vnitřních podnětů) a exogenní (vznikající působením „cizích“ faktorů) a na endogenní a exogenní fluktuace.

Základní typy ekologické stability a lability, znázorněné v následujících grafických schématech, vymezujeme podle dynamiky podstatné ekologické charakteristiky v ča-

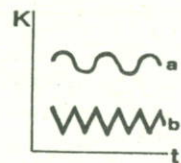
se a podle přítomnosti či absence „cizího“ faktoru (= „Cf“ v seznamu příkladů, tlustá šipka v grafech). V grafických schématech je na vodorovné ose čas „t“, na svislé ose hodnoty podstatné ekologické charakteristiky „K“; u některých schémat je průběh změn znázorněn ve více variantách (a, b, event. c).

Jako podstatné ekologické charakteristiky suchozemských ekosystémů i krajiny se osvědčují kritéria ekologické degradace, jak je uvádějí Forman a Godron (v učebnici krajinné ekologie z roku 1986, pozměněno); pořadí kritérií začíná nejcitlivějšími:

- změny relativní početnosti druhů
- mizení citlivých druhů, pokles diverzity autochtonní bioty
- spontánní vzestup podílu zavlečených druhů
- pokles zásob biomasy a biogenních hmot na jednotku plochy
- pokles průměrné produkce biomasy na jednotku plochy
- masivní rozvoj antropogenní eroze

Tato kritéria nejsou navzájem zastupitelná, ani když jim přiznáme řádově obdobnou váhu. Protože dynamika kritérií nemusí být souběžná a kvantifikace musí využívat techniky vlastní různým specializacím, měly by být výsledky navzájem konfrontovány a tím zpřesňovány.

A/ Stabilita

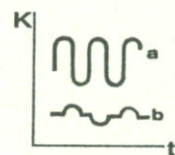


A/1. „Cizí“ faktor nepůsobí

A/1.1. Změny kolísání charakteristiky velmi malé až zanedbatelné

KONSTANTNOST: ekologický systém sám od sebe nekolísá nebo jen v zanedbatelném rozsahu.

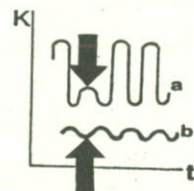
- konstantnost počtu cévnatých rostlin v lesním porostu v průběhu 3–5 desetiletí (změna menší než 5–10 % středního počtu)
- konstantnost biomasy přirozených alpských dřevů na ploše několika arů v průběhu několika desetiletí (změna menší než 10 % průměrné hodnoty)
- konstantnost biomasy středoevropského smíšeného pralesa na ploše 30–50 ha v průběhu jednoho i více století (změna nepřesahuje přesnost inventarizace)
- antropogenní konstantnost floristického složení hnojené louky, udržovaná vyrovnaným hnojením a pravidelným kosením



A/1.2. Změny nebo kolísání velké, prakticky významné, přibližně pravidelné

CYKLIČNOST (cyklická stabilita): ekologický systém vykazuje sám od sebe pravidelné změny.

- změny dřevinné skladby některých boreálních lesů na ploše několika ha (např. záměna smrku po požárech, polomech nebo holožích hmyzu borovicí a břízou, které je nutno uznat za normální faktory prostředí těchto ekosystémů)
- nivní louky s kolísáním druhové diverzity i produkce v závislosti na kolísání záplav
- přirozená periodicitu semenných roků dřeviny (v imisních oblastech narušená kyselými dešti = Cf; v extrémním prostředí subalpinských smrčín nezávisí jen na chodu podnebí jako vnitřního faktoru ekosystému, takže patří k B2.2)
- pravidelné kolísání početnosti některých živočichů v přírodním prostředí (např. ryba kanadského a králíka měnivého v Kanadě, u nás populační exploze hraboše polního a následné zvýšení četnosti mláďat sov ap.)
- antropogenní cykličnost – pravidelné mycení nízkého (výmladkového, pařeziny) nebo středního lesa, jestliže uchovává trvalost podstatných charakteristik lesního ekosystému



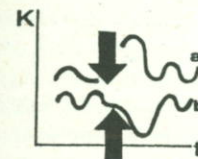
A/2 „Cizí“ faktor (faktory) působí

A/2.1. Změny nebo kolísání charakteristiky velmi malé až zanedbatelné

REZISTENCE: ekologický systém je vůči „cizímu“ faktoru odolný, takže ten nezpůsobí velké změny ani kolísání.

- rezistence listnatých lesů vůči plynným imisím (= Cf) určitého složení a intenzity

- získaná rezistence některých hmyzích škůdců vůči určitým pesticidům (= Cf)
- rezistence přirozených bučin na flyši vůči přeměnám na jehličnaté porosty (= Cf)
- antropogenní rezistence – odolnost jilmů vyšlechtěných na odolnost vůči grafioze

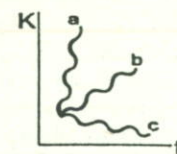


A/2.2. Změny nebo kolísání velké, prakticky významné, zpravidla jednorázové

RESILIENCE (elasticita): ekologický systém se působením „cizího“ faktoru mění, ale navrácí se působením autoregulačních mechanismů k výchozímu stavu.

- vznik spontánních porostů pionýrských dřevin na exploatačních holosečích (= Cf) v přirozeném lese (i když následný porost má odlišnou skladbu, lesní ekosystém reagoval elasticky)
- rychlé zarůstání enkláv mokřých luk olší, jakmile ustane pravidelné kosení – určující faktor louky jako antropogenního ekosystému (pro přirozenou olšinu = Cf)

B/ Labilita (nestabilita)



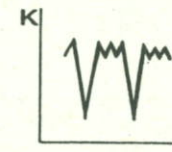
B/1. „Cizí faktor nepůsobí

B/1.1. Nevratné změny velkého rozsahu, prakticky významné

ENDOGENNÍ ZMĚNY: ekologický systém vykazuje velké změny sám od sebe.

- přibývání biomasy v průběhu prvních sukcesních stadií všech ekosystémů
- ústup pionýrských dřevin v průběhu sukcese přirozeného lesa na „normálních“ stanovištích v průběhu desetiletí
- růst populace druhu bezprostředně po rozšíření od oblasti s volnou ekologickou nikou, kde druh dosud chyběl (např. řada rumištních rostlin, hrdlička balkánská ve městech ap.);

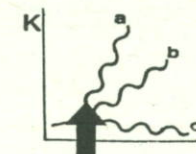
druh sám je pro dosavadní ekosystémy cizím faktorem, může se však časem stát jejich organickou součástí



B/1.2. Nepravidelné kolísání podstatné ekologické charakteristiky

ENDOGENNÍ FLUKTUACE: ekologický systém vykazuje nepravidelné kolísání „z vlastních zdrojů“ – u přirozených ekosystémů řídký případ, který zpravidla náleží k B/2.1. (hlubší analýza odhalí obvykle exogenní „cizí“ faktor).

- nepravidelné (acyklické) změny velikosti populací různých druhů hmyzu, ptactva apod.
- velmi nepravidelná produkce semen rostlin v extrémních podmínkách (např. smrku v subalpinských polohách)

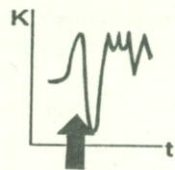


B/2. „Cizí“ faktor (faktory) působí

B/2.1. Nevratné změny velkého rozsahu, prakticky významné

EXOGENNÍ ZMĚNY: ekologický systém vykazuje působením „cizího“ faktoru velké změny.

- rozvoj půdní eroze strmých svahů po holé seči nebo po nevhodném nasazení těžké mechanizace (= Cf) v průběhu let až desetiletí
- rovněž na nevhodně scelených pozemcích orných půd (= Cf) dosud stabilizovaných
- odumírání lesů působením průmyslových imisí (= Cf), v extrémních případech s nemožností obnovy lesa v průběhu desetiletí
- zvýšení produkce biomasy a změna druhového složení smilkové pastviny po hnojení (= Cf) v průběhu několika let
- vyhubení velkých šelem následované nekontrolovaným růstem četnosti velkých býložravců
- udržování nepřiměřeně vysokých stavů býložravců (ať domácího zvířectva, nebo lovné zvěře)



B/2.2. Nepravidelné kolísání podstatné ekologické charakteristiky

EXOGENNÍ FLUKTUACE: ekologický systém vykazuje působením „cizího“ faktoru výrazné nepravidelné kolísání.

- nepravidelné změny měkkého luhu v důsledku antropogenní eroze říčních břehů nebo regulace toku (= Cf); zazenění mrtvých ramen a odumírání i regenerace rostlinných společenstev (pokud zařadíme meandrování řek mezi vnitřní faktory lužních ekosystémů, patří k B.1.1.)
- nepravidelné změny fauny po zavedení nového druhu (divoký králík nebo zdivočelá domácí kočka v Austrálii, mungo na Jamajce nebo jugoslávském Mljetu)
- antropogenní fluktuace: nepravidelné změny populací škodlivého hmyzu v důsledku aplikace různých pesticidů, vzniku rezistence apod. v průběhu let

Rezistence a resilience

V rámci ekologické stability za působení „cizích“ faktorů je nutno rozlišovat mezi ekologickými systémy vybavenými na jedné straně rezistencí, na druhé straně resiliencí; pojem resilience zavedl kanadský ekolog C. S. Holling až v roce 1973 a rozdíl mezi oběma formami ekologické stability vyjádřil tímto přirovnáním: Rezistentní typ ekologického systému uchovává své struktury a funkce až po určitou hranici téměř dokonale, ale po jejím překročení se rychle hroutí a rozpadá podobně jako sklo. Resilientní typ ekologického systému se mění už při relativně nízké intenzitě působení zvenčí, ale uchovává si dlouho schopnost rychle se vrátit do výchozího stavu podobně jako guma. Takový ekologický systém může ve svých charakteristikách značně kolísat (tedy vykazovat nízkou rezistenci), a přesto (nebo právě proto) být vysoce resilientní.

Resilientní systémy vykazují podobné amplitudy charakteristik jako ty z vývojově vyspělých klimaxových ekosystémů, které se vyznačují cykličností z vnitřních zdrojů; ty nelze považovat za nestabilní, protože kolísání jejich charakteristik má – na rozdíl od ekosystémů využívaných člověkem – své příčiny v jejich přírodních vlastnostech.

S ohledem na velké kolísání charakteristik resilientních ekologických systémů může překvapovat,

že resilienci přiznáváme mezi všemi typy ekologické stability v člověkem využívané krajině centrální postavení. Je tomu tak proto, že z hlediska dlouhodobého hospodářského využívání ekosystémů je jejich resilience (elasticita, pružnost) klíčovou vlastností, stejně významnou jako produkce biomasy.

Pro posouzení rezistence ekosystému je směrodatná především schopnost tlumit odchylky, která se projevuje velikostí „zahlučené“ odchylky podstatné ekologické charakteristiky. Naproti tomu pro posouzení resilience je směrodatná především rychlost, s jakou je i značně „vychýlený“ a pozměněný ekosystém schopen návratu k původnímu stavu (resp. k původní sukcesní trajektorii). Jde o vlastnosti do té míry protikladné, že jimi nemůže být ve stejné míře vybaven jeden a týž typ ekosystému.

Zvolíme-li za měřítko resilience různých typů ekosystému rychlost obnovy původního stavu po odstranění téhož procenta biomasy, bude vysoce resilientní např. rybník nebo louka (většina druhů je krátkověká a schopná explozivního růstu), středně resilientní opadavý les a extrémně nízkou resilienci budou vykazovat společenstva omezeného růstu na extrémních stanovištích (např. ochranné lesy, tundra), která potřebují ke své regeneraci nejdéle čas.

Posouzení dále komplikuje okolnost, že oba typy ekologické stability – rezistence i resilience – mají v průběhu sukcese protisměrný vývoj (viz str. 165).

Soustředíme-li svá opatření k podpoře ekologické stability na rezistenci, zaměříme se především na vyrovnanost funkcí při minimálním rozsahu fluktuací. Naproti tomu zaměříme-li je na podporu resilience, znamená to především pečovat o schopnost ekosystému absorbovat působení nepředvídatelných „cizích“ faktorů v budoucnosti, a tím rozšiřovat možnosti volby pro lidskou společnost.

Přitom je účelné považovat rezistenci a resilienci za rozličné typy jediné ekologické stability. Pro ekologickou rovnováhu – ať je projevem rezistence, nebo resilience – platí společně: Jakmile velikost „cizího“ faktoru překročí práh odolnosti a ekologický systém se ocitne za hranici stability, změní náhle své chování, aniž by dával předem zřetelné varovné signály; půda přestane rodit, řeka se změní v mrtvou stoku, les, který dlouho odolával, náhle odumře a nedaří se jej obnovit... Na obnovu tak-

to těžce narušených ekosystémů je třeba obrovských objemů dodatečné energie.

Předpoklady společenských aplikací

Vzhledem ke společenské závažnosti hodnotících soudů o ekologické stabilitě/labilitě je nutno usilovat o to, aby byly co možná kontrolovatelné, reprodukovatelné z jasně definovaných vstupů a aby je bylo možno používat ke kvalifikovanému přenosu na podobné případy na základě analogie. Přitom je účelné rozlišovat oblasti změn ekologických systémů od zanedbatelných po katastrofické např. takto:

- **zanedbatelné** změny, u nichž nevzniká pochybnost, že se nevymykají z endogenních fluktuací nebo cykličnosti v rámci ekologické rovnováhy daného typu ekosystému
- **únosné** změny, u nichž předpokládáme spontánní návrat k ekologické rovnováze daného ekosystému, neboť nepřesahují meze jeho ekologické stability (rezistence nebo resilience)
- **kritické** změny, u nichž ekosystém jeví příznaky stresové reakce s nejistým výsledkem: začínající pásmo ekologické labilitě
- **katastrofické** změny, u nichž ekosystém jeví příznaky zhroutení a jež jsou z hlediska existence ekosystému dosavadního typu neúnosné (nikoli nutně neúnosné z hlediska člověka jako uživatele) – samovolná obnova výchozího stavu je ve společensky přijatelném čase nemožná: buď oblast extrémní ekologické labilitě (nestability), nebo vytvoření nového stabilního ekologického systému člověkem.

Podle toho, jaký čas, prostor, jaké charakteristiky a jaké měřítko podrobnosti pro „podstatné“ změny ekosystému zvolíme, může být jeho chování přiřazeno v některých případech ke zcela rozdílným typům stability/labilitě. Např. lesní porost ve věku

40 let o výměře několika málo hektarů může být podle kritéria „porostní struktura“ považován pro časový úsek asi 5 roků za dokonale stabilní (typ stability: **konstantnost**); při sledování po dobu 20–50 let vykazuje ovšem podstatné změny charakteru vnitřní (endogenní) **nestability**. Když zvolíme v témže přirozeném lese staleté časové rozpětí a budeme posuzovat lesní část o výměře asi 50 ha, můžeme dojít k poznání dokonalé stability (typ stability: **cykličnost**); při výměře asi 500 ha a staletém časovém rozpětí možná dokonce ke zjištění **konstantnosti**, kdy lokální nerovnováhy vyúsťují na vyšší organizační úrovni v dokonalou rovnováhu.

Jestliže nedochází k obecné názorové shodě o tom, zda dynamické chování ekologického systému je projevem jeho stability, či labilitě/destability, je třeba s ohledem na účel šetření a na povahu konkrétního ekologického systému stanovit s přiměřenou přesností

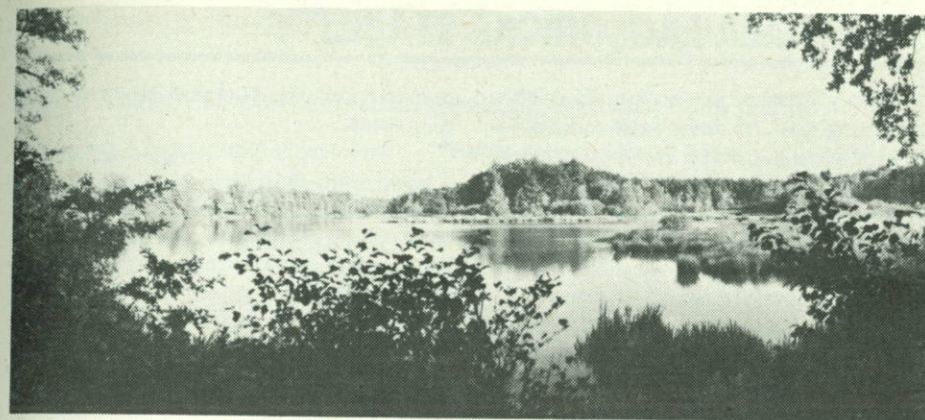
- **časový rámec** platný pro hodnocení stability
- **prostorový rámec** platný pro hodnocení stability
- **podstatnou ekologickou charakteristiku** (charakteristiky), na jejímž základě (na jejichž základě) činíme svou výpověď o stabilitě
- **kvantifikované kritérium**, podle něhož dynamické chování zvolené charakteristiky je označováno za důkaz stability.

Pokud působí „cizí“ faktory (a to je drtivá většina případů), měly by být podchyceny co možná přesně co do druhu, intenzity, trvání, doby působení na ekosystém apod.

Hodnocení ekologické stability by mělo být důsledně zpřesňováno použitím výše uvedených kritérií. Bez toho není výrok „ekologický systém je stabilní“ použitelný ani pro vědecké, ani pro praktické účely. Výše uvedené rámce však mohou takovému výroku dodat potřebnou jednoznačnost.



Vysokoprodukční lesy Jeseníků ve stadiu pokročilé ekologické krize v důsledku dálkového přenosu průmyslového znečištění ovzduší (Vídly, okres Bruntál)



JEST NÁM ZKRÁTKA VYTVOŘIT KRAJINU NEZNÁSILNĚNOU, NÝBRŽ DOBROVOLNĚ ROZDÁVAJÍCÍ. ÚKOL, KTERÝ ČEKÁ KRAJINNÉHO ARCHITEKTA, JE ÚKOL NEJEN DÁVAT SVOBODU ČLOVĚKU TÍM, ŽE MU POSKYTNE MOŽNOST VRCHOLNÉHO VYŽITÍ V NEJLEPŠÍM PROSTŘEDÍ, NÝBRŽ ŽE VRÁTÍ SVOBODU TÉŽ ONOMU PROSTŘEDÍ.

DŘÍVE NEŽ NÁM BUDOUCÍ VÝVOJ VYCHOVÁ TAKOVÉ DOKONALÉ ODBORNÍKY, VYBAVENÉ DŮKLADNOU ZNALOSTÍ ARCHITEKTONICKOU, UMĚLECKOU, BIOLOGICKOU, TECHNOLOGICKOU A STAVEBNÍ, MUSÍME NASADIT JIŽ DNES VŠECHNY SÍLY, ABY SE VŠECHNO PODNIKÁNÍ NESLO SMĚREM K TAKOVÉ IDEÁLNÍ KRAJINĚ.

VLADIMÍR ŮLEHLA 1947

Rybník Nový Vdovec s členitými břehy a bohatě vyvinutým pobřežním pásmem — jedno z mnoha významných center biotické diverzity v chráněné krajině Třeboňska (okres Jindřichův Hradec)
Diverzita této krajiny byla lidskými zásahy oproti přírodnímu stavu nesporně zvýšena.

9/ KRITÉRIA EKOLOGICKÉ STABILITY

Jaké ekosystémy jsou odolné vůči určitému rušivému faktoru? Jak dlouho může jinak stabilnímu ekosystému po narušení trvat zotavení a je vůbec možný jeho návrat k výchozímu stavu? Jaké hodnoty určitého faktoru mohou rozvrátit právě tento konkrétní ekosystém? Mohou malé, ale dlouhodobě působící vlivy zničit ekosystém, který je odolný vůči jejich silnému jednorázovému vlivu?

Tyto a podobné otázky – otázky limitů přírodního zatížení ekosystémů – jsou předmětem nejen teoretického, ale především ryze praktického zájmu. Všechny jsou těsně spojeny se stanovením operativních kritérií ekologické stability.

Dokud na ekosystém nepůsobí faktory mimořádné intenzity (nebo faktory, kterým druhy, z nichž se ekosystém skládá, nebyly během své evoluce vystaveny, např. pesticidy), nelze posoudit míru jeho ekologické stability (zejména resilience). Ta je měřitelná přísně vzato pouze vůči určitým skupinám faktorů, neboť odolnost ekosystémů vůči různým rušivým vlivům (řekněme vůči kyselým dešťům, vodním přivalům nebo nadměrné pastvě) se bude nepochybně lišit. Volba kritérií ekologické stability bude záviset na sledovaném rušivém faktoru (resp. jejich skupině). Z praktických důvodů se musí sledování přednostně zaměřit na indikátory reakcí „krajinného metabolismu“ – na čtyři skupiny lidských vlivů, které se ve svých účincích na ekologickou stabilitu zpravidla navzájem potencují:

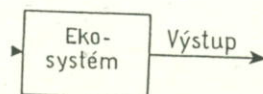
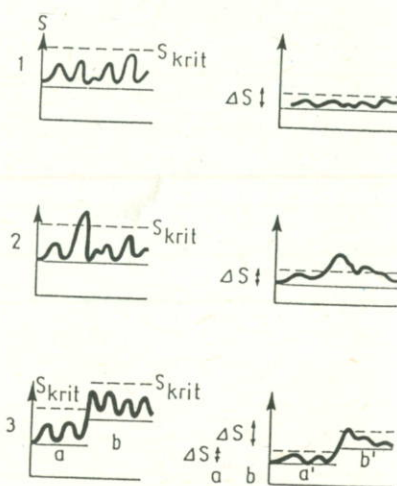
- záměrné odnímání organických a minerálních látek důležitých pro existenci ekosystému (např. sklizeň biomasy, odvodnění)
- záměrné přidávání minerálních a organických látek (např. hnojení)
- produkty mimovolně vznikající z procesů výroby, skladování nebo dopravy – odpady v nejširším smyslu (imise v ovzduší, látky znečišťující vody a půdy, odpadní tepelná a jiná energie, např. záření, hluk)
- změny druhové skladby společenstev (přímým zaváděním nových organismů nebo jejich spontánním šířením; zpravidla nepřímým potlačováním spontánních druhů, méně jejich přímým hubením).

Při zkoumání reakcí ekosystémů na určitý podnět není struktura působících podnětů zpravidla dostatečně známá, a proto máme zatím k dispozici poměrně málo kvantifikovaných údajů o reakci geosystémů a ekosystémů na určité podněty. Tyto podněty působí jako vstupy jednorázové (impulsy), setrvalé (stupňovité), stoupavé – gradující nebo

periodické (cyklické), jak ukazuje tabulka na následující straně.

V návaznosti na bilanci vstupů – stresorů jde o bilanci reakcí ekosystému jako výstupů. Měřitkem ekologické stability je pak transformace vstupu na výstupu ve srovnání s „normálním“ stavem. Změnami intenzity životních procesů členů biotického subsystému (v rámci ekologické valence druhů nebo biocenóz) mohou ekosystémy v rámci určitého rozpětí tlumit důsledky extrémních hodnot vstupů (viz např. odeznívání znečištění toku odpadními vodami pod výpustí). Toto rozpětí vymezuje specifické homeostatické pole daného ekosystému a odpovídá jeho resilienci.

Obecné grafické schéma vstupů, výstupů a reakcí ekosystému na působení podnětů různé intenzity lze odvodit z příkladu zatížení vodního ekosystému rozložitelnými organickými látkami S, které nad hranici S_{krit} působí toxicky. Velikost tlumivého efektu ΔS je rozdíl průměrných hodnot na vstupu (např. do recipientu potoka) a na výstupu (např. v konečném měrném profilu):



Obr. 40 Schéma chování ekosystému – model typu „černá skříňka“ (Busch a kol. 1983).

Příklady základních forem podnětů – stresorů zatěžujících ekosystémy (Busch a kol. 1983)

Forma vstupního signálu	Příklady stresorů v ekosystémech	
	suchozemských	vodních
jednorázový	– požár – jednorázová aplikace pesticidů – katastrofální povodeň – v lese – holoseč – větrný polom	– havarijní únik odpadních vod – katastrofální povodeň – jednorázová otrava hydrobiocenóz
setrvalý	– odvodnění zamokřených lokalit – všechny typy extrémní degradace půd	– náhle zvýšená zátěž znečištěním z nového zdroje (odpadní vody nebo teplo)
stoupající	– intenzifikace pastevního hospodářství – zvyšování stavu býložravců	– eutrofizace postupnou výstavbou odvodňovacích systémů a intenzifikací zemědělské výroby v povodí
cyklický	I. Sezónní kolísání setrvalé – kolísání průmyslových imisí (maxima SO_2 v chladném pololetí, O_3 ve vegetační době) II. Sezónní kolísání se stoupavým trendem – stoupající dávky hnojiv – obsah CO_2 v zemské atmosféře	– kampaňové znečištění vod z cukrovarů – stoupající vypouštění odpadních vod v rámci sezónní cykličnosti

a – intenzita působení na vstupu
t – čas

Případy na obr. 40 lze s využitím pojmů vymezených v předcházejících kapitolách hodnotit takto:

- 1/ Kritické zatížení není překročeno, fluktuační podnět zůstává v rámci homeostatického pole, nepřekračuje meze rezistence ekosystému. Změna ekologického systému je zanedbatelná.
- 2/ Kritické zatížení je jednorázové a krátkodobé překročeno, podnět působí jako stresor a vyvolává v ekosystému poplachovou reakci, jež po-

stupně odeznívá. Celková reakce ekologického systému je únosná.

- 3/ Kritické zatížení je setrvalé překročeno; podnět – stresor překračuje v nové situaci původní hranici kritického zatížení, ale vyvolává ustálení nové dynamické rovnováhy S_0 ekosystému ve fázi dočasné rezistence. Při setrvalém zatížení ekosystému na této úrovni se dostaví katastrofická reakce ekologického systému.

■ V ekosystémech působící zpětnovazební smyčky jsou většinou komplikované a některému vstupnímu signálu odpovídá vějíř možných výstupů. Všechny ekosystémy se vyznačují ve svém chování určitým podílem nahodilých jevů, takže se vymykají přísnému determinismu; tuto skutečnost vyjadřuje označení **stochastické** (probabilistické) **procesy**. Při stochastické závislosti je (na rozdíl od deterministické závislosti, v níž je budoucí změna jednoznačně odvoditelná ze současného stavu systému) dána pouze větší či menší pravděpodobnost, se kterou změna nastane. Čelit nahodilosti těchto procesů lze změnou metodického přístupu: Chování konkrétního segmentu může být značně nahodilé a obtížně předvídatelné, ale segmenty hlavních typů ekosystémů v krajině obvykle tvoří statistický soubor a v něm se prosazuje obecná tendence do té míry, že nahodilé jevy se mohou stát při statistickém pohledu zanedbatelné; tato okolnost umožní stanovit pro krajinu tendence změn prakticky deterministickým způsobem. Můžeme tedy při hodnocení ekologické stability krajiny volit mezi detailním šetřením na omezeném počtu modelových segmentů ekosystémů nebo přibližným šetřením na co nejpočetnějším statistickém souboru segmentů. Volba mezi oběma způsoby je samozřejmě dána požadovanou přesností výsledků a disponibilním časem.

Pro všechny možnosti je nutno volit za kritéria ekologické stability přesně definované vlastnosti ekosystému přístupné kvantifikaci. Z toho důvodu necháváme vědomě stranou následující dvě typologické skupiny kritérií, tradované v soudobé ekologické literatuře:

– kritéria typu „jednoty společenstva s prostředím“, „harmonie“, **verbálně** opisované „rovnováhy“ apod. jako technicky neuchopitelná a neoperativní, tedy vlastně jako způsob jak obejít problém, který zde sledujeme; sem patří např. ve vysokoškolské učebnici (Horník a kol., 1982) prezentovaná definice homeostázy krajiny jako „stavu, v němž soubor progresivních prvků (tj. těch, které vyjadřují její dynamiku a ukazují na další tendence jejího vývoje) je v **rovnováze** s klimatem“ (dokud však není odvozena alespoň semikvantitativní stupnice „rovnováhy progresivních prvků krajiny s klimatem“, je takto definovaná homeostáza krajiny nepřístupná kvantifikaci)
– kritéria založená na měření **entropie** – neuspořádanosti (Margalef 1968, Stugren 1972 aj.); tato vysoce abstraktní aplikace teorie informace předpokládá v důsledku činnosti biocenózy růst entropie v ekotopu a růst informace v biocenóze; stala se východiskem mnoha dalších teoretických prací, z nichž některé si dovolíme označit za entropické spekulace (stále chybí operativní metoda stanovení entropie konkrétních ekosystémů, a proto se kritérium entropie nejvíce jeví pro kvantifikaci ekologické stability perspektivní).

U ekosystémů využívaných člověkem pro docílení předem stanovených výstupů jsou měřítkem

ekologické stability vstupy **dodatkové energie**, kterou musí člověk pro docílení a udržení požadovaných výstupů vkládat navíc k energii slunečního záření a atmosférických srážek. Tento objem lidské práce nezbytné pro regulaci a údržbu ekosystému v žádaném stavu (práce vkládané bezprostředně i ve formě nejrůznějších výrobků – mechanizačních prostředků a jejich pohonných látek, hnojiv, pesticidů) je v obráceném poměru k ekologické stabilitě a představuje její **univerzální kritérium**: **Ekologická stabilita ekosystému je převrácenou hodnotou k vkladům lidské práce nezbytným na jeho udržení a regulaci.**

■ Jakmile jsme použili slovo „regulace“, vnučuje se ihned úvaha o hospodárnosti této regulace, vyjádřené množstvím potřebných hmot, energií a informací. Přitom bude rozhodující zlepšovat relace vstupů dodatkové energie vůči požadovaným výstupům: Čím dražší je energie (ať lidská práce, nebo energie pohonných hmot, nebo energie zhmotnělá ve výrobních prostředcích – strojích, hnojivech, pesticidech, komunikacích), tím vyšší budou náklady na dosažení požadovaných výstupů. Čím lépe využijeme v ekosystému energomateriálové toky a spontánní regulační mechanismy pro společenské účely, tím menší budou náklady na nezbytné vstupy. Proto je vysoce perspektivní vytvářet systémy, jejichž organizace, spojená se záměrným řízením jejich struktur a funkcí, bude probíhat **automaticky**. Takto řízený ekosystém je kybernetickým systémem s autonomní automatickou organizací „par excellence“, neboť jeho organizace je založena na vlastnostech a stavech skladebných prvků a na jejich vzájemném působení. Taková **biologická automatizace** znamená optimalizovat energomateriálové toky a regulační mechanismy v duchu „měkkých technologií“ – nikoliv proti přírodním silám, ale s nimi – tak, že žádaný stav ekosystému bude dosažen a uchováván s minimálním vynaložením energie.

Dynamiku ekosystému (tedy i jeho regulaci a stabilizaci) postihují v podstatných rysech bilance energomateriálových toků; u informační stránky dynamiky jsme zatím na začátku zkoumání. Víme však, že ekologická stabilizace vztahů v ekosystému i krajině je založena na spontánně fungujících vlastnostech prvků ekosystému. I v krajině využívané člověkem se tento proces uskutečňuje autoregulačními mechanismy bez ohledu na to, zda fungují bez lidského vědomí nebo zda jich člověk záměrně využívá v duchu biologické automatizace. Tyto mechanismy lze zkoumat buď
a/ jako interakce jednotlivých krajinných sfér (v pojetí Richtera 1968) – atmosféry, litosféry, pedosféry, hydrosféry, biosféry (vegetace, edafonu

a živočišstva), případně antroposféry – tedy **geosystémovým** přístupem, nebo
b/ jako interakci jednotlivých ekosystémů (v pojetí Sočavy 1968, Formana 1982 a dalších) – tedy **ekosystémovým** přístupem

V obou případech lze kvantifikované odhady ekologické stability realizovat v podstatě dvěma cestami:

1/ **modelovat** systém tak, aby součástí modelu by-

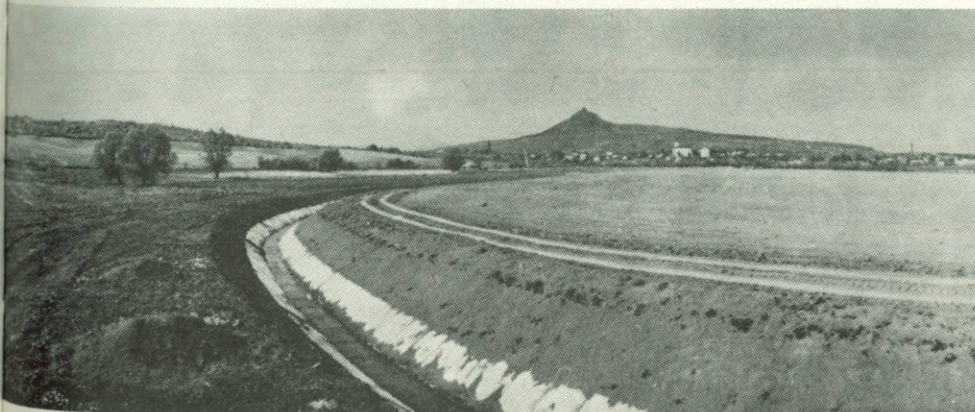
ly i reakce systému na různé typy podnětů – rušivých vlivů (kap. 9.1., 9.2.)

2/ nalézt takové **charakteristiky** reálných systémů, které korelují s jeho odolností vůči sledované skupině podnětů – rušivých vlivů a které lze co nejlépe kvantifikovat (kap. 9.3., 9.4.).

Oběma způsobům věnujeme heslovitě charakterizované příklady a kritické výhrady.



a



b

Úprava potoka Modly v intenzivně zemědělsky využívané krajině Oharské tabule, realizovaná s dokonalým ignorováním poznatků krajinné ekologie (oba snímky Třebenice, o. Litoměřice)

a – Původní niva s úzkým pruhem rákosin a s likvidovaným vegetačním doprovodem spontánních lužních dřevin tvořila význačný biokoridor s turistickým chodníkem.

b – Výsledkem „meliorační“ investice je dlážděná stoka s eutrofizovanou vodou, obohacovanou splachy z totálně zorněné nivy.

9.1. PROBLÉMY MODELOVÁNÍ EKOSYSTÉMŮ

V kapitole 6 jsme interpretovali Hollingova koncepční schémata chování ekologických systémů jako užitečné vyjádření zobecnujících představ. Takové zobecnující představy jsou pro předvídání toho, jak se budou živé systémy chovat v měnícím se prostředí, sice nepostradatelné, samy o sobě jsou však těžko testovatelné; nemůžeme je tedy ani potvrdit, ani vyvrátit. Samozřejmě vycházejí z analogie s důsledky změn uskutečňovaných v minulosti jako „experimenty pro futuro“, které můžeme dodatečně zkoumat. Ale s ohledem na budoucnost nelze spory o správnosti té či oné koncepce předem rozhodnout ani teoreticky, dokud nenabývají podoby modelu s parametry, jejichž předpokládaný průběh za měnících se podmínek lze na modelu testovat.

Ekosystém může být znázorněn různými modely v rozpětí od jednoduchých obecných schémat až po složité simulované, kvantifikované modely celé soustavy vztahů. Nejsložitější, nákladně pořízený model s nejlepší numerickou aproximací však nemusí být nejpodnětější; nejlepším modelem bude takový, který umožní z hlediska zvoleného účelu smysluplné dedukce pro přesně vymezený okruh analogických případů. Cílem výzkumu ekosystémů je v první řadě nikoli strukturální analýza, ale poznání funkčních mechanismů a parametrů toku hmoty a energie. Některé z těchto cílů lze splnit v některých případech jen analýzou pomocí matematicko-kybernetických modelů, pro jiné cíle však stačí empirická znalost vztahu několika vstupů a výstupů, jež lze převzít z jiných oborů (např. biotechnických). Matematické modelování a teorie systémů jsou přitom jedním z prostředků k tomu, aby struktury a funkce ekosystémů byly přehlednější pro teoretické poznání a ovladatelnější pro společenskou praxi, aby bylo dosaženo výsledků přinejmenším jasnějších a určitěji formulovaných než dosud. V cílové podobě má modelování vést k mnohostranně využitelným kvantifikovaným výsledkům, které dosud nemohly lidské mozky bez pomoci strojů předvídat. Tento vzdálený cíl platí i pro hledání podmínek ekologické stability. U rozlehlych složitých geosystémů nedostupných přímému experimentu (řeka, město, krajina, pohoří nebo oceán apod.) je systémová analýza s využitím počítačů

tačů jediným schůdným experimentálním přístupem. Vyžaduje vždy týmovou práci, protože jedinec nemůže zvládnout potřebné techniky a znalosti.

Při modelování složitých systémů je nezbytné

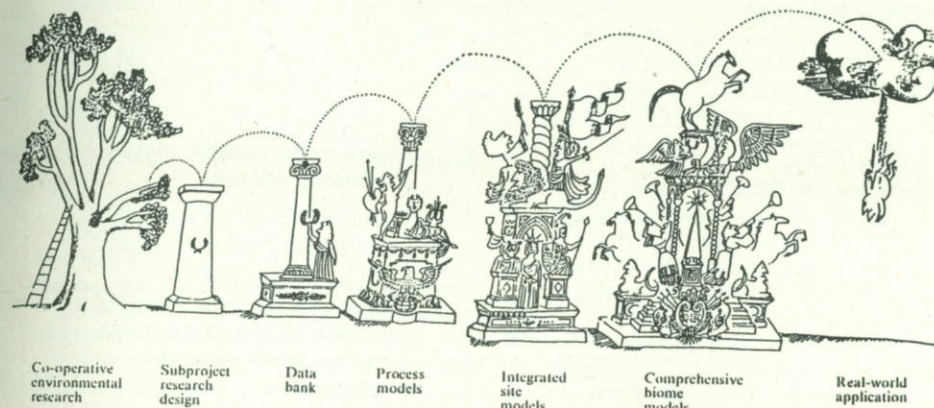
- stanovit prvky a vztahy, které jsou pro chování systému rozhodující
- vytvořit neobyčejně složitý matematický model s množstvím rovnic
- naplnit tento model spoustou informací, většinou neznámých a jen obtížně získávaných.

Výsledkem by mohly být v souvislosti s ekologickou stabilitou především kvantifikované predikce důsledků působení konkrétního rušivého faktoru, které nelze jinými postupy získat.

■ Ačkoliv už v roce 1950 otec kybernetiky Norbert Wiener konstatoval, že realita živých systémů v žádném případě nepřipouští ostré a určité vymezení obdobné číselným údajům ve výpočtu, explozivní rozvoj kybernetiky a ohromení nad jejími technickými možnostmi vedly u biologů k rozšířenému pocitu povinnosti matematicky formalizovat biologické jevy. Při zkoumání problémů ekologické stability se totiž ukazuje, že jakmile počet prvků propojených zpětnou vazbou vzroste nad pouhé čtyři, lze jejich závislosti jen stěží efektivně kvantifikovat jinak než s využitím počítače. Proto mnohý biolog touží po počítačovém modelu.

Matematický model jako imponující produkt samostatného počítače je často považován za projev poznávací aktivity nejvyššího řádu. Předpokladem úspěchu je však správně vystihnout v systému prvky a vztahy, které jsou pro jeho chování rozhodující; vstupuje-li do modelování složitý systém podstatně nižší počet prvků, bude vytvořena karikatura nebo model „něčeho jiného“. Výběr podstatných prvků systému je plně závislý na způsobu vidění problému a kladení otázky, na ekologické teorii i na technických možnostech sběru empirických dat.

Pro složité geosystémy zatím neumíme stanovit rozhodující vztahy, tím méně je formalizovat matematickými rovnicemi. A kdyby se to i podařilo, zpravidla chybějí naměřené parametry, které si „modelář“ nakonec odhaduje. Tím méně můžeme očekávat věrohodný model ekologické stability, které rozumíme ještě podstatně méně než strukturám a funkcím ekosystému. Proto zůstává zatím otevřenou otázkou, zda modelování přinese adekvátní pokrok pro teorii ekologické stability. Tuto skepsi sdílí i obrázkové sdělení převzaté z klasické ekologické příručky (Remmert 1980):



Obr. 41 Vývoj ekologického modelu v satirickém podání Eastern Deciduous Biome US IBP Analysis of Ecosystems Newsletter 1972 (ex Remmert 1980)

I v otázkách ekologické stability (např. při konstrukci simulačního modelu ekosystému) je počítač při všech výše uvedených výhodách nezastupitelný – nikoliv tím, že by mohl nahradit empirická data a znalosti odborníků, ale tím, že umožní nové způsoby jejich zpracování. Úvahy o simulačním promítnutí dílčí změny do všech navazujících změn by zůstaly bez adekvátní paměťové kapacity a operační rychlosti jen hezkými slovy. Jde tedy o počítačovou podporu již existujícím znalostem, nikoli o nahrazení těchto znalostí počítačem.

Základním předmětem modelování systémů (jak obecně, tak se zvláštním zřetelem na jejich stabilitu) jsou vstupy (podněty), výstupy (reakce) a přenosové funkce mezi nimi. S výhradou, že přenosových funkcí je v ekosystémech (tím spíše v geosystémech) několik desítek známých a velká část dosud neznámých, shrnuje možnosti modelování podle rozsahu našich znalostí o systému tabulka na následující straně (Bennet 1978). Obsahuje všechny

permutace od dokonalé znalosti k částečné, přičemž neúplná znalost modelovaných systémů zatím převažuje. Modelování stability ekologických systémů bude zřejmě reálné pouze na základě informací v případech 1–4 tohoto přehledu.

Opět se nabízejí dvě možnosti, jež by měly být využívány na úrovni ekosystémů i geosystémů paralelně (podle zásady, že labilita kteréhokoliv subsystému může „vetovat“ stabilitu celého systému). Dosažené výsledky obou postupů je třeba zásadně konfrontovat navzájem:

- Stabilita systému je zkoumána především jako stabilita jeho relativně invariantního, tj. **abiotického** subsystému; tento postup je příznáčný především pro geosystémový přístup.
- Stabilita systému je zkoumána především jako stabilita jeho nejdynamičtějšího, tj. **biotického** subsystému; tento postup je příznáčný především pro ekosystémový přístup.

Rozsah znalostí o systému a možnosti modelování (Bennet 1978)

Základní charakteristiky systému		Existuje řešení?	Povaha dostupného řešení
známé	neznámé		
1 Vstup, výstup, přenosová funkce	—	ano	Úplný model systému: jakýkoliv typ modelu dostupný
2 Vstup, výstup	Přenosová funkce	ano	Identifikace systému a prognóza jeho chování: spektrum vztahů „vstup—výstup“ a korelační funkce jsou testovány, model je pracovní hypotézou s parametry odhadovanými a postupně verifikovanými
3 Vstup, přenosová funkce	Výstup	ano	Prognostický odhad chování systému: simulace výstupů v rámci definované pravděpodobnosti
4 Výstup, přenosová funkce	Vstup	ano	Rekonstrukční odhad chování systému: obrácený problém jako ad 3, vstup simulován rekonstrukcí v rámci definované pravděpodobnosti
5 Vstup	Výstup, přenosová funkce	ne	Běžná situace: podněty (vstupy) známe, ale definovat systém a jeho odpověď nelze
6 Výstup	Vstup, přenosová funkce	ano/ne	Velmi přibližný model jako hypotéza: výsledek velmi nejistý, ale empiricky dodatečně kontrolovatelný
7 Přenosová funkce	Vstup, výstup	ano/ne	Simulace systému s hypotetickými vstupy je možná a bývá užitečná hlavně metodicky; odhad výstupu je třeba dodatečně verifikovat
8 —	Vstup, výstup, přenosová funkce	ne	Musí předcházet měření, formulace hypotéz, konstrukce modelu a jeho testování (verifikace)

9.2. PROCESUÁLNÍ CHARAKTERISTIKY STABILITY

Příznaky stability geosystému jsou:

- přibližná rovnost vstupů a výstupů nebo
- trvale se zvyšující hodnota relace „výstupy/vstupy“ (svědčí o zvyšující se efektivnosti přeměny hmoty a energie v ekosystému) nebo
- snižování výstupů ohrožujících existenční kontinuitu systému (např. erozní splachy).

■ Ekosystémy i geosystémy jsou otevřené systémy, do nichž trvale vstupují pevné, kapalné i plynné látky a přecházejí do dalších ekosystémů působením trojích sil:

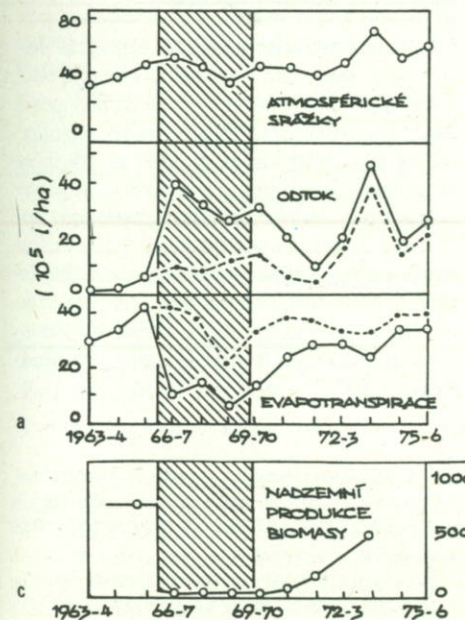
- **meteorologický** vektor s hnací silou větru nebo přitažlivosti zemské; meteorologický vstup i výstup pozůstává z plynů, z chemických látek obsažených v částicích organické i anorganické povahy, přenášejících vzduchem a rozpuštěných v dešti nebo ve sněhu

- **geologický** vektor s hnací silou vody nebo přitažlivosti zemské; geologický vstup i výstup zahrnuje gravitační pohyb půdních částic a rozpuštěné i nerozpuštěné látky, transportované povrchovým i podzemním odtokem
- **biologický** vektor; zahrnuje sílu organismů (rostlin i živočichů) a člověka, přemísťující z místa na místo látky produkované a uložené v systému nebo z něj přemísťované.

Pořídí kvantifikovanou bilanci vstupů a výstupů často ztěžují problémy spojené s bilancí geologického toku. Výjimku tvoří propustné půdy s dosažitelnou hladinou podzemní vody v plochem terénu, kde biologické vstupy jsou minimální a geologické výstupy mohou být odhadovány z měření na lysimetrech. Na všech jednotlivých ekotopech jiného charakteru lze zjišťovat pouze meteorologické vstupy ve srážkách (meteorologických stanicích s měřením čistoty vzduchu) a odhadovat geologické vstupy a základní charakteristiky biogeochemických procesů uvnitř ekosystému.

Bilancování energomateriálových toků je možné v hranicích malého povodí, když se hranice geosystému ztotožní s hranicí povodí, splňujícího tyto podmínky:

- Povodí má nepropustné geologické podloží, takže všechny odtékající vody lze kontrolovat na měrném jezu, ukotveném v matečné hornině na dolním okraji.



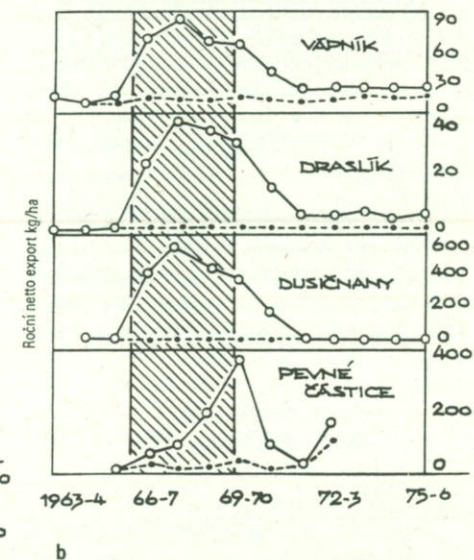
Obr. 42 Obnova prvků ekologické stability podle bilance materiálových toků v geosystému lesnatého povodí, které bylo experimentálně odlesněno jednorázovým zásahem (a — prvky vodní bilance, b — exportu živin a c — nadzemní produkce biomasy). Prázdná kolečka a plná čára jsou z experimentálního povodí; jsou srovnávány s paralelním geosystémem plně zalesněného povodí — černé body, přerušovaná čára). Pokusné povodí Hubbard Brook na severovýchodě USA (Bormann et Likens 1979 (šrafované období, kdy vzniklé holiny byly ošetřovány herbicidy; srovnej též obr. 10).

- Povodí má jednotný geologický podklad, takže závěry o rychlosti větrání nejsou komplikovány různorodostí litosféry.
- Biota v povodí je součástí homogenní bioty regionu, který malé povodí obklopuje.
- Všechny lidské zásahy v povodí jsou přesně evidovány.

Za těchto podmínek jsou biogeochemická měření a jejich interpretace zjednodušeny. Vstupy do geosystému jsou omezeny na meteorologický a biologický vektor a výstup je složen z geologického a biologického výstupu. Množství a chemická kvalita srážek (rozpuštěné a pevné látky v dešti a sněhu plus suchá depozice z ovzduší) musí být zjišťovány sérií meteorologických stanic, množství a kvalita všech odtokových vod jsou přesně měřeny na měrném jezu v toku. Pak platí:

- změna geosystému = meteorologický vstup (srážky) minus geologický výstup (odtok) (1)
- hydrologický výstup = geologický výstup (odtok) plus biologický výstup evapotranspirací ekosystémů (2)

V rovnici (1) znamená pozitivní změna v povodí, že geosystém akumuluje prvky z ovzduší. Negativní změna znamená ztrátu prvků z geosystému.



Zkoumání malých povodí jako „černé schránky“ umožňuje zdokonalovat biogeochemické bilance tím, že všechny dynamické parametry budou specifikovány deduktivně na dílčí (topické) ekosystémy, přičemž příkon tepla, záření a srážek lze odvodit ekologickou interpretací mezoklimatických dat. Tím se geosystémové výzkumy v rámci malých povodí stávají vynikajícím příspěvkem k poznání dynamiky geosystémů i dílčích ekosystémů např. v podmínkách stresu ze znečištěného ovzduší, a tím i pro kvantifikaci jejich ekologické stability, resp. lability.

Protože takové výzkumy jsou nutně velmi nákladné a dlouhodobé, byly u nás i ve světě vyvolány obvykle až naléhavou potřebou přesných informací o vodohospodářských důsledcích ekologických změn ve zdrojových povodích (převážně horských) a doprovázeny experimentálně navozenými změnami (např. exploatační těžbou lesa v povodí); jsou tedy specifickým případem prakticky významné kvantifikace vztahů mezi lidskými zásahy a chováním ekosystémů. Takto zaměřený lesnický výzkum paralelně sledovaných povodí v Moravskoslezských Beskydách zkoumá a srovnává vlivy hospodářských zásahů v lesích na jakost vody, její množství i vodní režim bystřinných toků. Zkoumání a poloprovozní aplikace záměrného řízení hydrologického cyklu lesnickými opatřeními přináší nové poznatky o možnostech cílevědomých zásahů do ochrany a tvorby vodních zdrojů v krajině a jako významný vedlejší produkt také prohloubené poznatky o ekologické stabilitě lesních ekosystémů.

Pro posouzení ekologické stability je pravděpodobně nejzávažnějším z takto orientovaných ukazatelů údaj o aktuální erozi půd (na základě bilance splavenin transportovaných do toku). Jednoduchá podoba bilanční rovnice v rámci ekosystému je

$$S_{in} = S_{out} + \Delta S,$$

kde S_{in} = přínos půdních částic,
 S_{out} = odnos půdních částic,
 ΔS = zisk nebo ztráta půdních částic

$S_{out} > S_{in}$; ΔS negativní ztráta půdy, eroze je dominantním procesem, ekosystém je labilní

$S_{in} = 0$; $S_{out} = 0$; ΔS zanedbatelné reliéf povrchu stabilizován, půda dobře vyvinutá, ekosystém je stabilní

$S_{in} < S_{out}$; obě hodnoty vysoké, ΔS zanedbatelné reliéf jeví znaky transportu půdních částic, půda obvykle nedosahuje plné vyspělosti; obvykle ekosystémy blokováných sukcesních stadií.

Podobného významu nabývá paralelní porovnávání půdních vlastností (zejména půdní kyselosti) a množství i kvality půdního, event. pokrývného humusu v normálních podmínkách a v podmínkách stresu ze znečištěného ovzduší.

Hlavní předností údajů o dynamice těchto a dalších ukazatelů abiotického subsystému je jejich průkaznost a možnost kvantifikovat ekologickou rovnováhu celého systému bez analýzy vztahů a procesů mezi spoustou jeho prvků; abychom mohli bilancovat vstupy a výstupy, nepotřebujeme znát vnitřní procesy uvnitř systému (pojetí „černé schránky“).

Takto kvantifikovaná rovnováha je však pouze dílčí položkou a jedním z vnějších projevů dynamiky systému. Poněvadž kvantifikace probíhá v podstatě metodami fyziky a chemie, dostává se do kompetencí meteorologie, geochemie, geofyziky, hydrologie a geografie; specificky ekologické zákonitosti zůstávají podchyceny pouze ve výsledném efektu, otevřeny pro následnou ekologickou analýzu. Při stejných vstupech a výstupech může mít ekosystém různé přebudované vnitřní organizace a určující faktory této přestavby musí být teprve hledány. S uvedenou výhradou platí, že výše popsané postupy kvantifikace ekologické stability poskytují nejpřesvědčivější výsledky.

Protože potenciálními nositeli ekologické stability vůči všem známým rušivým vlivům jsou relativně přirozené ekosystémy, zdá se při hodnocení (kvantifikaci) ekologické stability krajiny nejsprávnější a také nejschůdnější vycházet ze zkoumání ekosystémů. Ekosystémy je k tomu účelu třeba vymezovat jako relativně nedělitelné, ekologicky homogenní skladebné prvky krajiny (ekologicky heterogenního „chorického geosystému“ nebo „chorického ekosystému“), které lze účelně řídit jednotnými zásahy. Z těchto důvodů by představa o ekologické stabilitě ekosystémů určité krajiny měla předcházet výrokům o ekologické stabilitě celé krajiny.

Důležité jsou procesuální ukazatele o dynamice biomasy, které tvoří obligátní složku energomateriálových bilancí jako jejich biologický vektor. V tom směru jsou ukazateli ekologické stability např.:

- pro autonomní ekosystémy typu klimaxových lesů vyrovnanost produkce biomasy a celkové spotřeby respirační;
- pro některé říční ekosystémy vyrovnanost hrubé produkce ekosystému plus přívodu do něj s celkovou ztrátou dýcháním a odběrem ze strany člověka;
- pro některé chovy užitkových zvířat vyrovnanost čisté produkce s odběrem produkce plus celkovou ztrátou dýcháním atd.

9.2.1. Model rezistence sukcesních stadií jehličnato-listnatého lesa

(Bormann et Likens 1979)

V monitorovaných povodích lze jako indikátor stability sukcesních stadií použít relativní velikost výstupů od tokem: Nízké a relativně konstantní výstupy rozpuštěných i pevných substancí z povodí s ekologicky stabilními ekosystémy, zvýšené a rozkolísané výstupy z povodí s narušenými, ekologicky labilními ekosystémy. Podle souhlasných výsledků shrnutých Bormannem a Likensem (1979) platí:

Nejranější sukcesní fáze obnovy lesa („Reorganization Phase“) ukazují nejvolnější vztahy sledovaných veličin. Tyto vývojové fáze jsou charakterizovány

- 1/ nejvyššími koncentracemi rozpuštěných substancí v odtekajících vodách
- 2/ nejvyšší úrovní transpirace, a díky tomu největšími odtoky z povodí a nejintenzivnější erozi
- 3/ rychlými biogeochemickými změnami, jak sukcese pokračuje.

Tento stav odráží úplnou destrukci dřevinného porostu s obnažením půdy, poklesem celkové biomasy, jak rozklad (zejména mineralizace) mrtvé biomasy převyšuje akumulaci živé biomasy.

Vývojová fáze reorganizace ekosystému je spojena s velkou druhovou diverzitou a převahou rostlinných r-strategů. Rané fáze sekundární sukcese se směsí dřevin „pionýrských“ a „klimaxových“ (r-strategů a K-strategů – „Aggradation Phase“ s charakterem houštin až kmenovin) jsou charakterizovány podle souhlasných výsledků měření

- 1/ nízkými, poměrně přesně předpověditelnými a konstantními koncentracemi rozpuštěných substancí v podzemních vodách
- 2/ nejvyšší úrovní transpirace a nejnižšími odtoky
- 3/ nízkým a předpověditelným exportem rozpuštěných živin
- 4/ velmi nízkou úrovní eroze (odnosu pevných částic).

Všechna použitá biogeochemická kritéria vykazují nejnižší výstupy z ekosystému v těchto raných sukcesních stadiích a ukazují na jejich stabilitu, vyplývající ze souvislého hustého porostu, z vysokého tempa akumulace biomasy, a tím i z vysokého tempa akumulace živin v živé i odumřelé biomase. Je důležité, že takto podle biogeochemických kritérií vymezená stabilita je spojena s rostoucí dominancí druhů s konzervativní strategií (K-strategové) a že druhová diverzita ekosystému tohoto typu postupně klesá. Co do biologických kritérií vykazuje táž sukcesní fáze s postupujícím časem a stárnutím porostu nejmenší stabilitu, když se stárnoucí stejnověký a víceméně stejnorodý porost rychle rozpadá. Výjimkou

jsou případy, kdy směs dřevin různé schopnosti dožívání protahuje rozpad na větší počet desetiletí a rozpadová fáze stejnověkého porostu je přechodnou fází k různověkému klimaxu. Závěrečná klimaxová fáze je stabilnější než rozpadová (která ji v sekundární sukcesi předchází) a je maloplošnou mozaikou, ve které jsou na větších plochách zastoupena všechna sukcesní stadia. Na základě analogie se o klimaxu musíme domnívat, že jeho schopnost regulovat biogeochemické výstupy bude ve srovnání s maximem v raných sukcesních stadiích nižší. Biogeochemická a biologická kritéria stability přitom dosahují v průběhu sukcese různých, v daném případě protikladných hodnot.

Hodnocení stability komplikuje ještě víc uplatnění dalšího kritéria – totiž schopnosti ekosystému vracet se k výchozímu stavu, jaký existoval před narušením (resilience). Resilience je spojena se schopností systému absorbovat narušení a setrvávat v určitých hranicích, které jsou zřejmě teprve po silném narušení ekosystému. Pro osvětlení principu resilience se započtením času lze znovu použít prstovou představu (Bormann et Likens 1979) znázorněnou na obr. 36.

S využitím monitorovaných výstupů z ekosystémů experimentálního povodí Hubbard Brook (viz též obr. 10) bylo modelováno chování lesního ekosystému po holoseči během sekundární sukcese ke klimaxu. Holoseč vyvolává silnou stresovou reakci, ta však neznemožňuje v daných podmínkách spontánní regeneraci ekosystému. Navzdory změnám druhové skladby, stejnověkosti semknuté porostní úrovně a vysokému tempu hromadění biomasy zůstává ekosystém v oblasti A a postupně s blížícím se fyzickým stářím a snížením přirůstavosti se blíží oblasti B, ve které se ocitne s odumíráním velkých stromů a ztrátou celkové biomasy. Jako nestejnověký rozpadající se horní porost s odrůstajícími skupinami mladých stromů se opět vrací do oblasti A, ale ne tak centrovane jako na přechodu fáze odrůstání a optima. V oblasti A pak systém setrvává jako klimax, pokud není katastrofickým narušením zvenčí vržen za hranice své resilience. Znamená to vznik podmínek pro raná sukcesní stadia; případně se změnou ekotopu jak nemožnost vrátit se na původní vývojovou trajektorii, tak počátek série jiných sukcesních stadií směřujících k jinému klimaxu, event. k blokovému sukcesnímu stadiu. V grafickém zobrazení na obr. 36 je vyjádřena devastace klimaxu narušením, které překročilo hranice jeho resilience (silný požár a katastrofická půdní eroze změnila lesní ekosystém na skalnatý útvar porostlý křovinami, na němž bude regenerace lesa trvat staletí); takové případy jsou v Severní Americe mnohokrát doloženy i pro předkolonizační období.

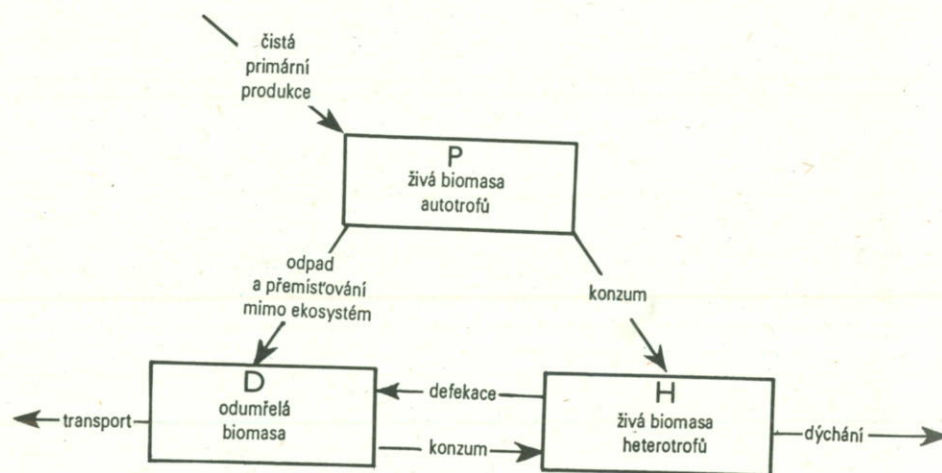
V zobecnující formulaci může v rámci centrální oblasti A ekosystém spontánně oscilovat a vyrovnávat tím předvídatelné změny prostředí nebo cykly vyvolané mezidruhovými interakcemi ve společenstvu. Je-li ekosystém vystaven mírnému stresu, posune se do mezikruží B, v němž je schopen změny postupně asimilovat nebo je alespoň tlumit

tak, že se časem vrátí do centrální oblasti A. Je-li však stres tak silný, že se ekosystém posune do vnějšího mezikruží C, mohou vlastnosti systému směřovat k novému rovnovážnému stavu namísto návratu k původním podmínkám. Hranici B/C lze považovat za práh resilience vůči stresorům silné intenzity.

9.2.2. Model resilience vybraných biomů (O'Neill 1976)

Zatím ojedinělou srovnávací studii resilience ekosystémů (měřené rychlosti návratu ke stavu před narušením) ve vazbě na strukturu potravních řetězců v biotickém subsystému předložil O'Neill (1976). Tento autor modeloval společenstvo jako

tříšložkový systém složený z aktivní masy autotrofních producentů – zelených rostlin (P), z aktivní masy heterotrofních organismů – konzumentů (H) a z neaktivní odumřelé organické hmoty (D).



Obr. 43 Jednoduchý tříšložkový model společenstva, v němž šipky představují přenos energie mezi složkami systému (O'Neill 1976); vysvětlení v textu.

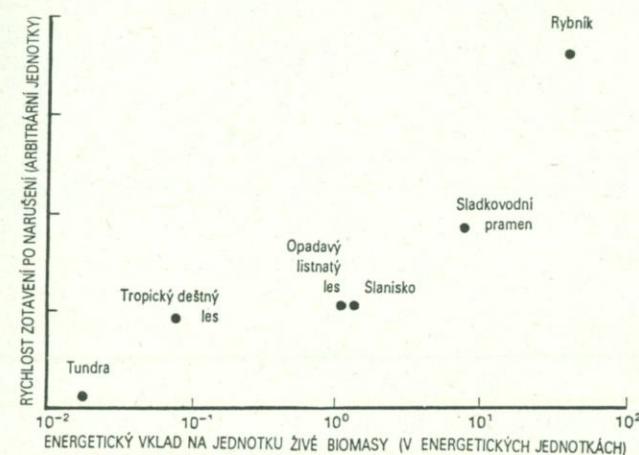
Tempo změn v subsystému heterotrofů H závisí na dvou vstupech – na konzumaci živé rostlinné hmoty a na konzumaci odumřelé organické hmoty a na dvou výstupech – na defekaci a na tepelných ztrátách dýcháním.

Tempo změn odumřelé organické hmoty závisí na dvou vstupech – na odpadu odumřelé hmoty P a H a na defekaci, a na dvou výstupech – na konzumaci heterotrofními organismy a na fyzickém transportu mimo ekosystém.

Dosažením empirických dat z reprezentativních ana-

lyz šesti společenstev (tundry, tropického deštného lesa, opadavého lesa mírného pásu, slaniště mokřadu, sladkovodního pramene a rybníka) byl zpracován teoretický model procesů po standardním narušení, které bylo definováno jako 10% redukce původní živé masy autotrofů. Relativní tempo návratu k rovnovážnému stavu – index resilience na ose y – vynesl O'Neill jako funkci energetických vstupů vztažených na jednotku živé biomasy autotrofů (obr. 44).

Obr. 44 Relativní tempo regenerace (index resilience) po disturbanci (jako funkce energetického vstupu vztaženého na jednotku biomasy společenstva) na modelu šesti různorodých společenstev: rybník jeví nejvyšší resilience, tundra nejnižší (O'Neill 1976); bližší údaje v textu.



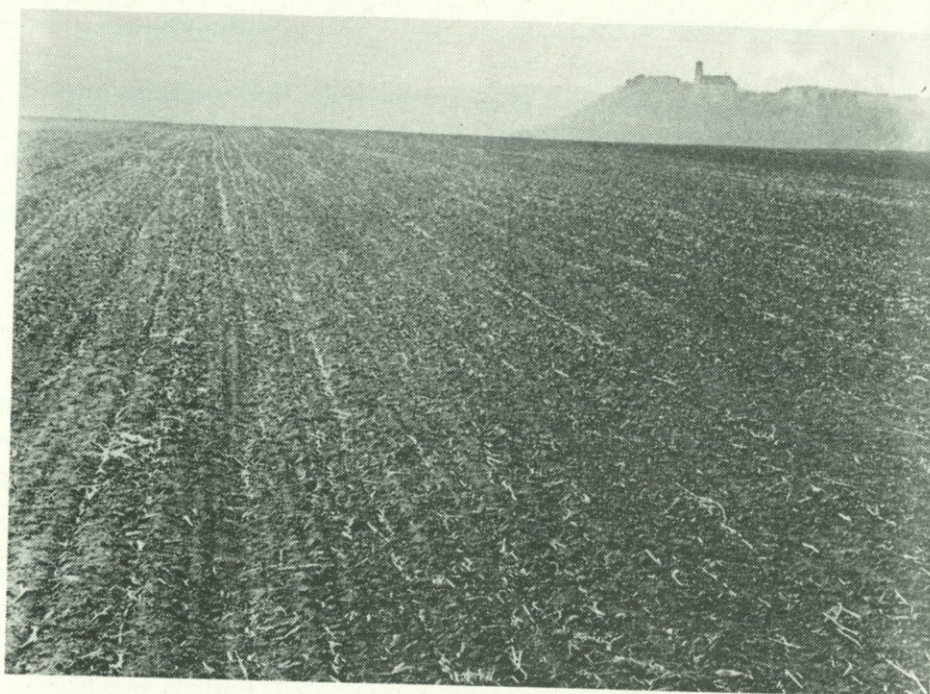
Rybník s relativně malou biomasou a s rychlým cyklem její obměny se ukázal jako nejvíce resilientní vůči standardnímu narušení. Většina druhů hydrobiocenóz je krátkověká a schopná extrémně rychlého růstu. Slaniště mokřad a opadavý les mírného pásu mají střední hodnoty resilience. Tropický deštný les vykazuje nízké a tundra extrémně nízké hodnoty resilience, neboť jejich regenerace po standardním narušení probíhá nejpomaleji.

Při srovnání se jeví zřejmý vztah mezi resilencí a úrovní energetických vstupů na vytvoření jednotky biomasy. Zdá se, že to zčásti závisí na relativní důležitosti subsystému heterotrofů. Nejvíce resilientní systém – rybník – má biomasu heterotrofů 5,4 krát vyšší než biomasu autotrofů (což odráží krátkověkost a rychlý obrát fytoplanktonu jako determinanty systému), zatímco nejméně resilientní systém – tundra – má poměr biomasy heterotrofních organismů k autotrofním jen pouhých 0,004.

Energetický tok ekosystémem má významný vliv na jeho resilience: čím vyšší je jeho intenzita (hodnoty na ose x), tím dříve je ekosystém schopen vyrovnat narušení. Rozbory recyklace živin v ekosystému dospívají k obdobným závěrům.

V návaznosti na zobecnění poznatků o chemické stabilitě, diverzitě druhů a poznatků o procesech probíhajících v ekosystémech během sukcese lze shrnout možnosti a omezení modelování ekosystémů takto: Je nemožné zkoumat složité ekosystémy ve všech jejich akcích a reakcích. Vedle technické složitosti monitorování toků v biotickém i abiotickém subsystému na všech organizačních úrovních je důležitá omezenost informace, kterou lze takovým způsobem získat. Nezahrnuje „latentní biologickou informaci“, která se objeví teprve když se podmínky prostředí změní, a která nezahrnuje poznání resilience ekologického systému po narušení. Modely jsou založeny na zjednodušení, a proto nedávají možnost prognózovat „latentní biologickou informaci“, z níž plyne variabilita reakcí, selektivní schopnosti organismů a variabilita možných kompenzací v ekosystému.

Proto bude pravděpodobně účelné soustředit monitorování na několik citlivých parametrů, které jsou výsledkem integrace mnoha dílčích procesů.



Z A PAMĚTI DNEŠNÍCH NEJSTARŠÍCH ŽIJÍCÍCH LIDÍ SE NAŠE KRAJINA PROMĚNILA VÍC NEŽ ZA POSLEDNÍ TISÍCILETÍ. V NAŠÍ DOBĚ, V POSLEDNÍCH PĚTASEDMDESÁTI LETECH, PŘIČINILY SE O TO ZVLÁŠTĚ PODNIKY, KTERÝM SE ŘÍKÁ MELIORAČNÍ, TO JEST ZLEPŠUJÍCÍ. PŮDU VYSOUŠEJÍ, A TÍM ZASAHOJÍ ŠKODLIVĚ DO CHEMICKÝCH ROZTOKŮ PŮDNÍCH. TÍM, ŽE ODVODŇUJÍ KDEJAKOU BAŽINU, STARÉ RAMENO ŘIČNÍ, MOČÁL A VRCHOVSKO NA VÝŠINÁCH, POMÁHAJÍ PROMĚNIT NAŠE PODNEBÍ V PEVNINSKÉ, S PROTIKLADEM TUHÉ ZIMY A LÉTA S MENŠÍ OBLAČNOSTÍ A S ODDĚLENÝM ÚDOBÍM SUCHA A LIJÁKŮ. TÍM, ŽE MELIORACE UMOŽŇUJÍ ROLNÍKOVÍ POORAT KDEJAKOU PASTVINU I ODVODNĚNOU NÍŽINU, ZPŮSOBUJÍ, ŽE SE VRSTVY PRSTI ODHALUJÍ, ODPLAVUJÍ A ŽE SE NOVÁ PRSTI NETVOŘÍ.

VLADIMÍR ŮLEHLA 1947

Obrovské černozemní lány Vyškovského úvalu, lemované výběžky Dražanské vysočiny, jsou podobné (jako vejce vejci nebo jako panelové sídliště panelovému sídlišti) mnoha jiným obrovským lánům; ozvláštňuje je nanejvýš pahorek s poutním kostelem nebo obilní silo na vzdáleném obzoru (Luleč, okres Vyškov). Foto Jarmila Kocourková

9.3. STRUKTURÁLNÍ CHARAKTERISTIKY STABILITY

Kromě procesuálních ukazatelů mají zejména v biotickém subsystému velký význam ukazatele strukturální. Kvantifikace stability ekosystémů se opírá obecně o dvě skupiny kritérií – procesy a stavy. Z procesů je to hlavně primární produkce a dekompozice (event. odběr biomasy), které mají bezprostřední odraz v množství biocenóze dostupné energie vázané v ekosystému. Přibližnou mírou nahromaděné energie je pak množství biomasy, které lze zjišťovat běžně měřenými hodnotami.

Předpokladem stability je hromadění energie v ekosystému ve vztahu k její spotřebě z rezerv. Každý stabilní systém musí proto mít nastrženy energetické rezervy použitelné na adaptaci v případě porušení ekotopu nebo působení stresorů na biocenózu. Z tohoto poznatku se odvozuje, že ekosystém s nejvyšším nahromaděním kvalitní organické hmoty (živé i odumřelé – humusu schopného snadno uvolňovat živiny) bude vykazovat v rámci daného ekotopu největší stabilitu.

■ Další uplatnění strukturálních kritérií vychází z poznatku, že bez tendence k dosažení quasistatických poměrů co do vnitřní struktury biocenóz a jejich kvantitativního složení by nebylo možné osvědčené a nepomíjivé třídění ekosystémů jak podle převažujících druhů, tak zejména podle mnohem méně zastoupených tzv. „charakteristických“ druhů. Vnitřní regulace ekosystému biocenózou je v tomto pojetí základním principem jeho organizace a projevuje se stabilitou vnitřních struktur biocenózy.

Stabilizovaný ekosystém musí i za působení různých stresorů vykazovat trvalost v čase, a tato trvalost se manifestuje jeho strukturálními vlastnostmi. To není v rozporu s poznatkem, že rozhodující stabilizační úlohu má množství a kvalita energie procházející ekosystémem; quasistatická struktura biocenózy je přitom hlavním indikátorem toho, že biocenóza plně kontroluje v ekosystému probíhající funkce projevující se v energomateriálovém toku ekosystémem. Taková bioindikace ekologické stability může být velmi operativní (viz kap. 9.4.1.).

9.3.1. Model změn druhové skladby sukcesních stadií opadavého listnatého lesa

(Horn 1975, 1981) jako model změn rezistence

Víme, že stabilita ekosystému je zabezpečována interakcí živého subsystému (populací organismů, resp. celé biocenózy) s abiotickým prostředím. Podle toho ekosystémy, v nichž shodná sestava druhů jeví tendenci ke stále hodnotě, jsou ekologicky stabilnější (přesněji: rezistentnější) než ekosystémy s výraznými fluktuacemi druhového složení a struktury.

■ Příkladem změn rezistence ekosystému v čase mohou být modely sekundární sukcese smíšeného listnatého lesa. Na počáteční holoseč lze nazírat jako na plochu vystavenou extrémní disturbanci; na rozdíl od ní lesní klimax je nepravidelnou mozaikou vegetačních útvarů různého stáří. Pádem každého velkého stromu začíná i v klimaxu „bodová“ disturbance, jejímž výsledkem je „minisukcese“. Průběh „minisukcese“ v rámci klimaxu závisí především na velikosti mezery vzniklé pádem stromu a na světelných poměrech, jaké v ní vzniknou. Je vhodné představit, že tyto vstupní předpoklady sice jsou nesporné, ale jako určující vstupy pro modelování sukcese na samočinných počítačích mohou být formulovány různými, značně odlišnými způsoby.

Uplatnění těchto předpokladů pro model zpracovaný

na počítači vede k prognózování pravděpodobnosti, se kterou soubory populací jednotlivých dřevin přejdou v mezích po pádu stromů do vyšších věkových tříd („gap replacement model“). Simulace vzniku nových generací, jejich růstu a úmrtnosti vycházejí z ekologických informací, které musí zahrnout (1) požadavky dřeviny na klíčení, (2) ohrožení semenáčků chorobami a konzumenty, (3) výmladnost – možnosti vegetativní reprodukce, (4) schopnost snášet stín, (5) semenivost, (6) růstové schopnosti, (7) fyzický věk dožití, (8) schopnost přežít ve standardních situacích konkurence, event. další ekologicky významné vlastnosti dřevin. Souhrnné hodnocení pak bude váženým, a proto subjektivně poněkud zatíženým odhadem.

Je samozřejmé, že vývojem v jediné porostní mezeře se nikdy neustálí dynamická rovnováha charakterizovaná alespoň po několik let přírůstem celkové biomasy blížícím se nule. Budeme-li simulovat vývoj na pouhých 2 ha lesa jako soubor zkusných plošek 10 × 10 metrů, stojíme před nutností zabývat se 200 (dvěma sty!) zkusných plošek; pravděpodobnostní – stochastický a nikoli kauzální – deterministický výstup, který bere v úvahu širokou variabilitu reagování jednotlivých stromů na změny podmínek, se musí opírat o 100 simulací daného souboru vstupních podmí-

nek. Tyto informace mohou být prezentovány s rozdílnou dávkou schematizace: buď pro zkoumaný objekt, nebo pro daný typ ekosystému, nebo – se silnou schematizací – pro celý areál dřeviny. Proto i plocha, na níž bude výsledný model sukcese aplikován, je předmětem subjektivní volby.

Počítačový model sekundární sukcese lesního ekosystému (Horn 1975) se odvíjí od pravděpodobnosti záměny jedné dřeviny druhou pod zastíněnou plochou každého stromu horní úrovně. Tuto pravděpodobnost lze stanovit za dvou předpokladů:

- 1/ Známe výchozí druhovou a prostorovou skladbu porostu.
- 2/ Známe pravděpodobnost, se kterou bude jedinec každé dřeviny nahrazen v určitém časovém intervalu jiným jedincem téhož nebo jiného druhu.

Autor modelu vyšel z předpokladu, že poměrné zastoupení odrůstajících semenáčků různých tříd různých dřevin pod dospělými stromy vyjadřuje pravděpodobnost druhové záměny. Když statisticky vyhodnotil rozsáhlá empirická šetření, odhadl pravděpodobnost, se kterou bude místo dnešního stromu hlavní úrovně po 50 letech spontánního vývoje zaujato jinou dřevinou (dřevinami), a pravděpodobnost, se kterou bude toto místo zaujato stejným jedincem téže dřeviny. Příklad: V 25letém porostu určitého typu ve státě New Jersey (USA) je možno na základě znalosti ekologických vlastností dřevin stanovit 5% pravděpodobnost, že místo zaujaté dnes břízou *B. populifolia* zůstane takovým i po 50 letech; 50% pravděpodobnost, že bude zaujato javorem *A. rubrum*, 9% pravděpodobnost, že na něm převládne buk *F. grandifolia* atd.

Odhad pravděpodobnosti změn dřevin hlavní porostní úrovně po 50 letech

Současná dřevina	Dřevina po 50 letech – pravděpodobnost %			
	<i>Betula populifolia</i>	<i>Nyssa sylvatica</i>	<i>Acer rubrum</i>	<i>Fagus grandifolia</i>
<i>Betula populifolia</i>	0,05	0,36	0,50	0,09
<i>Nyssa sylvatica</i>	0,01	0,57	0,25	0,17
<i>Acer rubrum</i>	0,00	0,14	0,55	0,31
<i>Fagus grandifolia</i>	0,00	0,01	0,03	0,96

■ Změny oproti výchozímu stavu propočítal Horn (1975) na počítači a tím modeloval spontánní vývoj lesního porostu po několik století. Model umožňuje prognózovat výsledky soužití dřevin v kvantifikované podobě, např.: za 100 let spontánního vývoje 25 leté březiny nabude javor rychle převahy a začne ustupovat, bříza téměř zcela vymizí; buku bude přibývat pomalu na úkor zbylých dvou dřevin,

které budou přežívat s malým a dále klesajícím zastoupením. Výsledek kompetice dřevin v hypotetickém průběhu nerušené sekundární sukcese shrnuje tabulka, která v posledním sloupci uvádí průměrnou dřevinnou skladbu porostů uznávaných v daném regionu (Apalačské pohoří, New Jersey, USA) za klimax:

Prognóza změn plošného procentuálního podílu dřevin v lesním porostu složeném původně z břízy

Dřevina	Počet roků						Reálný klimax %
	0	50	100	150	200	250	
	Zastoupení dřevin v %						
<i>Betula populifolia</i>	100	5	1	0	0	0	0
<i>Nyssa sylvatica</i>	0	36	29	23	18	5	3
<i>Acer rubrum</i>	0	50	39	30	24	9	4
<i>Fagus grandifolia</i>	0	9	31	47	58	86	93

Všechny uvedené předpoklady jsou ve shodě s empirickými poznatky ze skutečného průběhu sukcese. Nejzajímavějším rysem Hornova modelu (a imponujícím potvrzením teorie sukcese) je, že po dosti dlouhém čase vede ke

konstantnímu výsledku bez ohledu na původní složení porostu. Za předpokladu, že v sousedství jsou plodné dřeviny druhů, které nejsou v současném porostu zastoupeny, závisí výsledek sukcese v modelu pouze na matici pravděpo-

dobností záměny dřevin a bude dosažen, ať je východiskem nesmíšená březina, nesmíšená bučina nebo jakákoliv kombinace dřevin ve směsi.



- a – Monokulturní smrkové hospodářství není ani na relativně vhodných kyselých (oligotrofních) stanovištích vyšších poloh ekologicky ideální, ale při geneticky vhodném ekotypu smrku a systematickém zpevňování porostu péstebními zásahy vytváří ekologicky stabilní útvary schopné přirozené obnovy (Českomoravská vysočina, Moravec, okres Žďár n. S.).
- b – Sadba smrku geneticky nevhodného ekotypu vytváří na analogických stanovištích labilní porostní útvary, náchylné k poškozování větrem i sněhem. V Krušných horách (Klíný, okres Most) podléhají navíc stresovému působení extrémního znečištění ovzduší z průmyslových zdrojů. Dané hladině imisí (přes 100 mikrogramů SO_2 na 1 m^3 vzduchu v několikaletém průměru) neodolá žádný ekosystém jehličnatých lesů.

9.3.2. Model rezistence střeoevropských přirozených lesů a smrkových monokultur (Thomasius 1980)

S ohledem na stabilitu současných lesů vůči živelným kalmitám lze rozeznávat dva polární typy, spojené řadou přechodů:

Lesy přirozené:

Za absence lidských zásahů by v nich probíhala sukcese k vyvrážděným stadiím (bučiny a smíšené lesy s bukem, doubravy na odpovídajících ekotopech, horské jehličnato-listnaté smíšené lesy a v omezené míře klimaxové smrčiny). Lesní porosty přirozené skladby se vyznačují relativně vysokou stabilitou vůči vnějším vlivům, které v nich mají katastrofální důsledky jen zřídka.

Lesy umělé:

Převážně stejnověkové jehličnaté monokultury mimo původní areál vřdčí dřeviny. Za absence lidských zásahů se dříve či později rozpadnou a budou nahrazeny v dlouhých časových rozpětích lesy s druhovou skladbou lépe přizpůsobenou ekotopu. Vůči vnějším vlivům jsou relativně labilní a pravděpodobnost, že budou narušeny v katastrofálním rozsahu, je podstatně vyšší než u lesů přirozených.

Narušování se nevyhýbá ani přirozeným lesům, takže lesní hospodářství je vždy rizikovou činností. Jakmile však pracuje s umělými porosty, stoupá riziko narušení vnějšími vlivy podstatně. Stabilita hospodářských lesů je evidentně závislá mj. na dřevinné skladbě; i co do ostatních determinant stability platí, že čím více se porosty svojí skladbou a strukturou blíží přirozenému lesu daného ekotopu, tím nižší je riziko jejich narušení a ohrožení stability. Především na zamokřených a minerálně

bohatých (tedy z produkčního hlediska elitních) ekotopech stoupají rizika spojená s umělými lesy zcela podstatně.

Úplný výčet hlavních faktorů narušení zahrnuje

- abiotické faktory: vítr, sníh, sucho, zamokření
- biotické faktory: kořenové hniloby, jiné dřevokazné houby, hmyz, býložravá zvířata
- antropogenní faktory: imise, poškození porostů přibližováním vytěžených hmoty, pěstební chyby.

Výsledek působení těchto faktorů se řídí těmito principy:

- Stabilita stejnověkových smrkových porostů je vždy nižší než stabilita přírodního lesa na daném ekotopu.
- Smrčiny zamokřených ekotopů jsou vždy labilnější než smrčiny na „normálně“ zavlažovaných ekotopech.
- Stabilita smrkových porostů na ekotopech bohatých na živiny je vždy nižší než na ekotopech středně zásobených nebo minerálně chudých.

Při souborném číselném vyjádření v modelu sestrojeném na základě statistiky kalamitních těžeb ve vazbě na určité ekotopy v severním sousedství Čech (Thomasius 1980) je důležité, že stejná pravděpodobnost narušení může pocházet od různé struktury faktorů narušení. Např. hodnota stability 0,7 v pahorkatinách a na horských svazích vzniká působením jiných faktorů než ve středních horských polohách (číselné hodnoty jsou odhady):

Ukázka rozdílů ve skladbě hlavních faktorů narušení smrkových porostů v bývalé NDR

Výškový stupeň	Dílčí faktor stability/labily		Celkové vyjádření stability/labily
	sníh	červená hniloba*)	
nižiny a pahorkatiny	0,90	0,68	0,70
středohory	0,75	0,93	0,70

*) dřevokazné houby *Heterobasidium annosus* (dříve *Trametes radiciperda*)

Číselná hodnota 0–0,1 je výrazem pravděpodobnosti, se kterou dosáhnou srovnávané stejnověkové porosty ve věku kulminace průměrného celkového přírůstu plnou dosažitelnou zásobu dřevní hmoty bez narušení vnějšími faktory (průmyslové

imise nejsou brány v úvahu). Empirická data z Čech a Moravy naznačují, že modelové řešení lability nesmíšených umělých smrčin v bývalé NDR je principiálně použitelné i pro naše poměry:

Pravděpodobnost, se kterou dosáhnou stejnověkové lesní porosty různé skladby možného objemu dřevní produkce (Thomasius 1980)

Ekotop	Lesní společenstvo	Přirozené lesy pravděpodobnost	Nesmíšené umělé smrčiny pravděpodobnost
mokřady			
organické půdy	olšiny	0,9–1,0	0,4–0,5
zamokřené minerální půdy:			
eutrofní – bohaté	směsi „cenných“ listnáčů	0,9–1,0	0,4–0,5
mezotrofní – stř. bohaté	olšiny	0,9–1,0	0,5–0,6
oligotrofní – chudé	olšiny	0,9–1,0	0,6–0,7
terestrické půdy – středohory:			
eutrofní – bohaté	bučiny	0,8–0,9	0,6–0,7
mezotrofní – stř. bohaté	bučiny	0,8–0,9	0,7–0,8
oligotrofní – chudé	smíšené jehličnato-listnaté lesy	0,8	0,7–0,8
terestrické půdy – pahorkatiny:			
eutrofní – bohaté	smíšené bučiny	0,8–0,9	0,6–0,7
mezotrofní – stř. bohaté	smíšené doubravy	0,9–1,0	0,7–0,8
oligotrofní – chudé	smíšené doubravy	0,9–1,0	0,7–0,8

9.4. BIOINDIKACE EKOLOGICKÉ STABILITY PŘIROZENOSTÍ VEGETACE

Poznání ekosystémů jako jednoty živé a neživé přírody vyžaduje mj. jejich jednoznačnou prostorovou identifikaci podle hlavního kritéria – ekologické stejnorodosti (homogenity), ze které plyne stejný stupeň ekologické stability (rezistence anebo resilience). Mezi kritérii ekologické stejnorodosti území jsou nejoperativnějším a vysoce syntetickým kritériem strukturní vlastnosti vegetace. Plocha se stejnorodou přirozenou vegetací je zpravidla ekologicky stejnorodá i pro živočišstvo, protože působení faktorů prostředí je zde (s určitou tolerancí) jed-

notné pro veškerou biotu. S výjimkou ploch zcela přeměněných člověkem zahrnuje plocha s homogenní vegetací obvykle i plochy s obdobnými ekologickými podmínkami. Proto jakmile získáme pro typy ekosystémů objektivní měřítka hodnocení jejich přirozenosti podle charakteristik vegetace, jsme schopni umístit i každý konkrétní krajinný segment podle zastoupení ekosystémů na určité místo v relativní stupnici s protikladnými póly „ekologická stabilita – ekologická labilita“.

Ekotop (stanoviště) je konkrétní plocha shod-

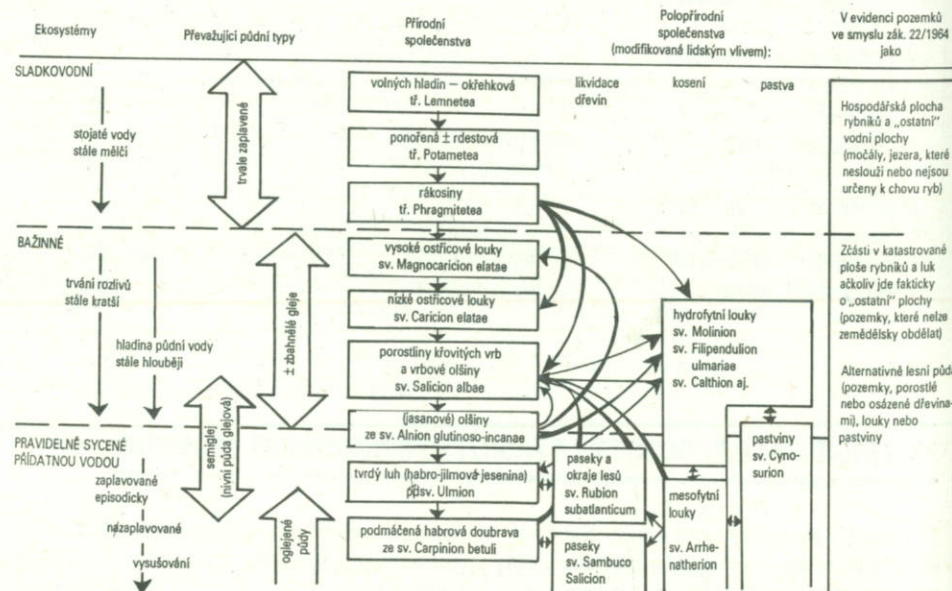
ných trvalých ekologických podmínek v topologické dimenzi fyzické geografie. Typ ekotopu je územně vymezený typ trvalých ekologických podmínek v chorické dimenzi fyzické geografie. Vzniká typizací konkrétních ekotopů a jejich sdružováním na základě podobnosti trvalých ekologických podmínek. Spojujeme tak v krajině do jedné územní jednotky ekosystémy s různými typy biotických subsystémů, ale se shodným subsystémem abiotickým. Typem ekotopu je např. na zemědělském půdním fondu **půdně ekologická** jednotka, na lesním fondu lesní (stanovištní) typ, resp. **soubor lesních typů**. Tyto územní jednotky jsou mj. rámcem stanovení produkčních i mimoprodukčních potenciálů využívání (obr. 48 na str. 210–211).

Z genetického hlediska se typ ekotopu stává společným jmenovatelem řady rostlinných spole-

čenstev, která začíná typem přírodní vegetace a spojuje všechna od ní vývojově pocházející, do různé míry člověkem změněná společenstva i jejich vývojová stadia (tzv. geobiocen – Zlatník 1970, 1973). Typ ekotopu je vymezen společnými vlastnostmi abiotického subsystému ekosystémů tvořících sukcesní řadu i všech změn způsobených lidskou činností, pokud nezměnily trvale působící přírodní podmínky lokalit.

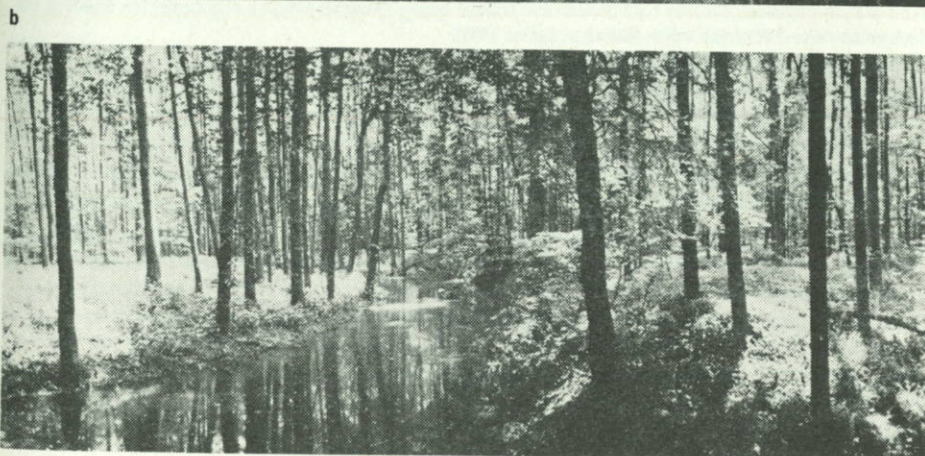
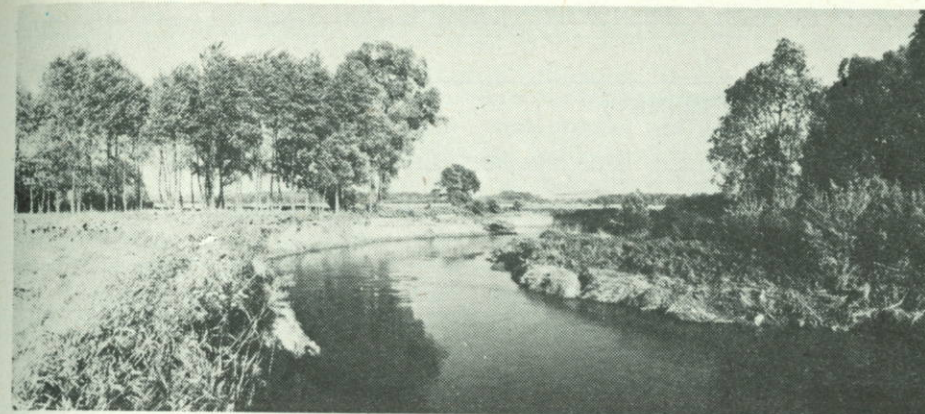
Vrátíme-li se k představě homeorhetického údolí (obr. 27 na str. 110), vidíme, že je totožná s typem ekotopu a že jednotlivé typy rostlinných společenstev jsou mičky putující různými trasami tímto údolím tak dlouho, dokud je radikální změna ekotopu nepřemístí do jiného údolí. Příklady pro nivní ekosystémy přináší schéma na obr. 45.

Obr. 45 Návaznost hydrobiocenóz mělkých vod, mokřadů a půd sycených přídutnou vodou ve středoevropské říční nivě. Šipky označují návaznost geobotanicky definovaných rostlinných společenstev (latinské názvy jednotek podle Holub et alii 1967) na změny ekotopu.



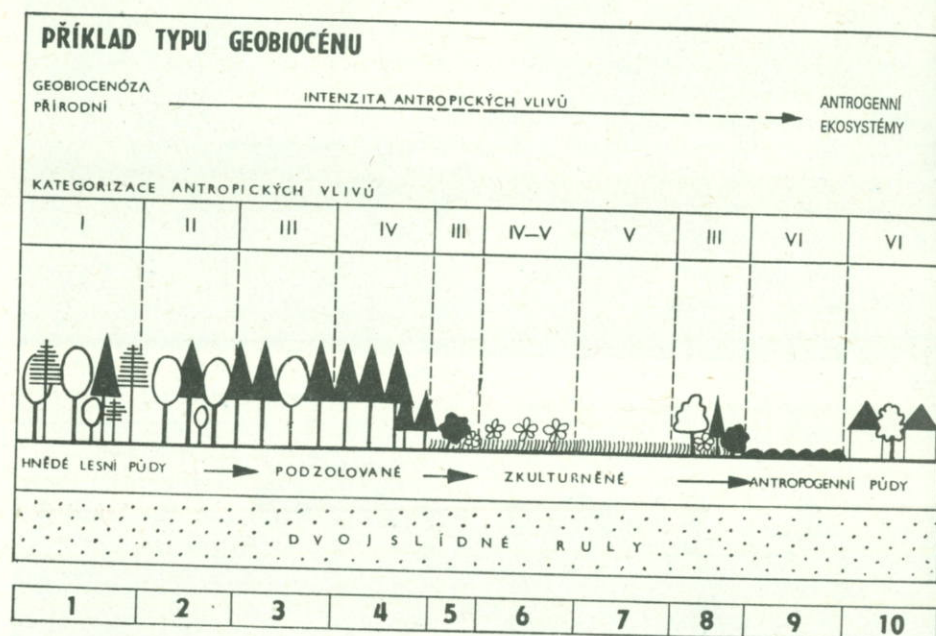
Přírodní krajina byla jednotvárnější než dnešní a její dynamika se omezovala v rámci generačních cyklů přírodních biocenóz na lokální změny působené samotnými rostlinnými společenstvy (primární sukcese – zazemňování vodních ploch, vývoj ra-

šelinišť), na spontánní regeneraci po živelných pohromách (vichřice, záplavy, sesuvy), na časově a místně soustředěné ovlivnění vlastní bioty (populační exploze hmyzích škůdců, soustředěná pastva býložravců) a na přizpůsobování regionálním změn-



Niva Odry v Moravské bráně s typickými doprovodnými mokřadními ekosystémy (okres Nový Jičín)

- a – Přírozený meandrující tok s porosty křovinatých vrb v konkávních zákrutách (Hladké Životice)
 b – Zazemňovaná slepá ramena s porosty vysokých ostřic, na něž navazují svěží louky s rozptýlenou zelení na půdách sycených přídutnou vodou (Studénka)
 c – Lemové olšiny a tzv. tvrdý luh s pestrá smělí listnatých dřevin (Polanka n. O.)



Obr. 46 Geobiocén — soubor geobiocenózy přírodní a všech společenstev vzniklých z ní vlivem člověka. Na obrázku jsou znázorněny hlavní typy současné vegetace, které se vyskytují na lokalitách stejných trvalých ekologických podmínek skupiny typů geobiocénů jedlové bučiny (Abiet-fageta) na oligobazických hnědých půdách vrchovin ve Žďárských vrších (Buček et Lacina 1981).

- 1 — smíšený porost buku, jedle a smrku
- 2 — smíšený porost buku a smrku
- 3 — smrkový porost s bukem
- 4 — smrková monokultura
- 5 — ekotonové společenstvo
- 6 — louka s přirozeně rostoucími druhy
- 7 — kulturní louka
- 8 — společenstvo ekotonového charakteru na mezích a kamenicích
- 9 — pole
- 10 — vegetace sídla

Kategorie vegetace podle intenzity lidského ovlivnění (podle Ellenberga 1973):

- I přírodní
- II přirozená
- III přírodě blízká
- IV přírodě vzdálená
- V přírodě cizí
- VI umělá

nám makroklimatu (evoluce celých ekosystémů, tj. obou subsystémů — ekotopu i biocenózy). Přírodní ekosystémy zde vykazovaly maximální stabilitu (zejména rezistenci), protože jejich biocenózy byly složeny výlučně z organismů, které obstály ve vzájemném soužití za dlouhodobého působení shodných půdních a klimatických podmínek.

Přesto lidské zásahy působí na přírodní ekosystémy zcela jinak než přírodní faktory a zřetelně se na jejich stavu projevují. Působí často podobně jako živelné pohromy a podobně jako po přírodních katastrofách zahlazuje samovolný vývoj jejich stopy v procesu tzv. sekundární sukcese jen postupně a často neúplně. V případě dlouhodobého systematicky uplatňovaného lidského vlivu (např. pravidelné kosení louky) následuje přizpůsobení vegetace i ekotopu dlouhodobému lidskému vlivu a vznikne nová biocenóza. Proto jsou člověkem ovlivňované krajiny tvořeny mozaikou společenstev v různém stupni ovlivnění, s různým stupněm přirozenosti ve smyslu „náhradních společenstev“ přírodní vegetace. Pestrost společenstev člověkem využívané krajiny donedávna stoupala, i když přírodní vegetaci známe v člověkem změněné krajině pro některé ekotopy jen jako představu — jako hypoteticky „konstruovanou“ potenciální přírodní vegetaci (Tüxen 1956); „aktuální“ přírodní vegetace se omezuje jen na zbytky na některých málo využívaných ekotopech.

Při hodnocení ekologické stability se v krajině soustředíme mezi všemi jejími ekosystémy především na relativně přírodní suchozemské ekosystémy — **geobiocenózy** — jako na hlavní nositele ekologické stability. Vegetační mozaika geobiocenóz odpovídá mozaice ekotopů do té míry, že v případě přírodě blízké vegetace si zasluhuje označení „vykrytalizované prostředí“: v přírodní krajině byla vegetace formována výlučně působením přírodních faktorů, takže její druhové složení i struktura se stávaly (s výjimkou ploch narušených přírodními katastrofami) přesným odrazem struktury ekotopů. V dnešní, člověkem přeměněné krajině budou pro posouzení její ekologické stability rozhodující ty vegetační útvary, které se uplatňují jako zbylé relativně přírodní prvky vegetační mozaiky. Pokud tyto zbytky existují na stejném typu ekotopu (za stejných abiotických podmínek), budou vykazovat i stejný stupeň ekologické stability.

Ve všech případech nám budou východiskem pro pochopení změn prvků vegetační mozaiky

ky přírodě blízké geobiocenózy, reprezentované na úrovni biotického subsystému zbytky přírodě blízkých společenstev. Rámcem těchto genetických souvislostí je tzv. geobiocén (obr. 46).

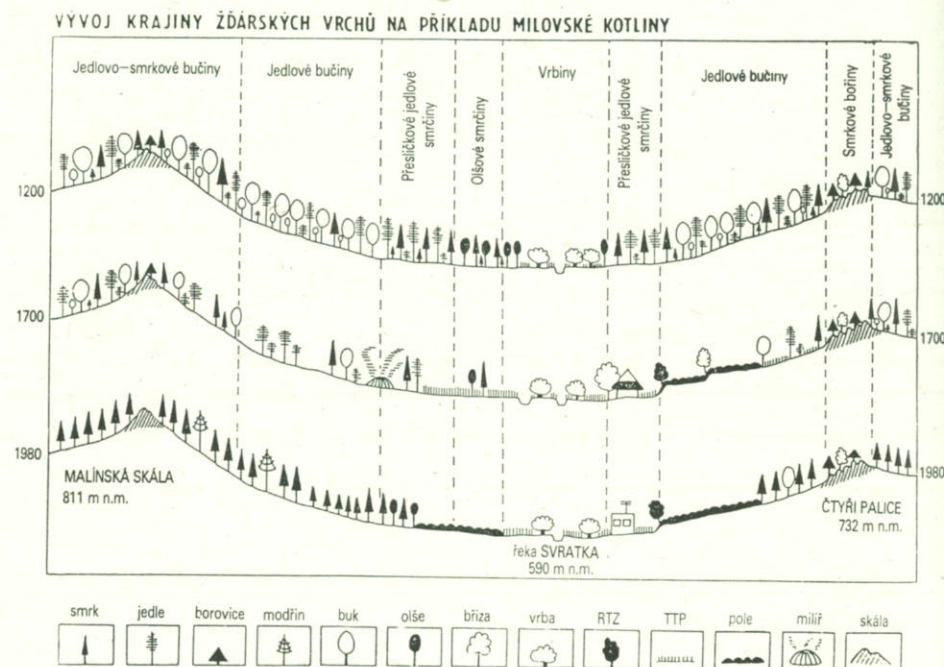
Geobiocén je soubor geobiocenóz a jejich náhradních útvarů, jejichž existence může být spojována se shodným typem ekotopu. Geneticky je odvozen od typu přírodní biocenózy a bývá také podle ní označován, ale zahrnuje všechna od tohoto typu pocházející a různým způsobem pozmeněná společenstva. Geobiocén je tedy jednota spojující specifickou rozmanitost živé přírody na typu ekologicky vyhodnocených lokalit pro celé trvání stabilního makroklimatu v určité krajině, pokud trvalé ekologické podmínky nejsou závažně změněny lidskou činností (např. překrytím reliéfu výsypkou, změnou vodního režimu v důsledku regulace toku, amputací půdního profilu v důsledku antropogenní eroze apod.), jednota představovaná celou škálou zde možných rostlinných společenstev.

Nápadnou vlastností přírodní krajiny je velmi těsná vazba mezi abiotickými podmínkami daného stanoviště (reliéfem, klimatem, půdami a dynamikou jejich vlhkostního režimu), které jsou dlouhodobě neměnné, a biotickou složkou, která v něm žije. Podle toho, jak se abiotické podmínky (ekotop) místo do místa v krajině mění, mění se i typ živého společenstva (biocenózy).

Typy přírodní vegetace (potenciální i aktuální) ve vazbě na určité typy ekotopů však i v tomto případě zůstávají jedinou přírodovědecky správnou vztahnou základnou pro ekologické hodnocení změn uskutečněných v krajině lidskými generacemi. Potenciální přírodní vegetace odpovídá současným ekotopům, někdy trvale a značně odlišným od přírodního stavu, takže „kopíruje“ reálné současné členění ekotopů a vypovídá mj. o jejich potenciálu pro různé formy rostlinné produkce i jiné funkce (obr. 48).

Pro člověkem ovlivňované typy vegetace se stává rozhodujícím existenčním faktorem způsob a intenzita využívání. Tento soubor faktorů začíná převažovat se stupňujícím se ovlivňováním nad původně určujícím působením přírodních podmínek, které jsou ve svých trvalých účincích překrývány (přímo nebo zprostředkovaně) lidskými vlivy. Typ člověkem ovlivněné vegetace je vymezen způsobem a intenzitou využívání člověkem jak co do druhové skladby, tak co do charakteru formace (přirozený les změněn v pastvinu s křovinami, ta je změněna v ornou půdu atd.). Změny význačné druhové

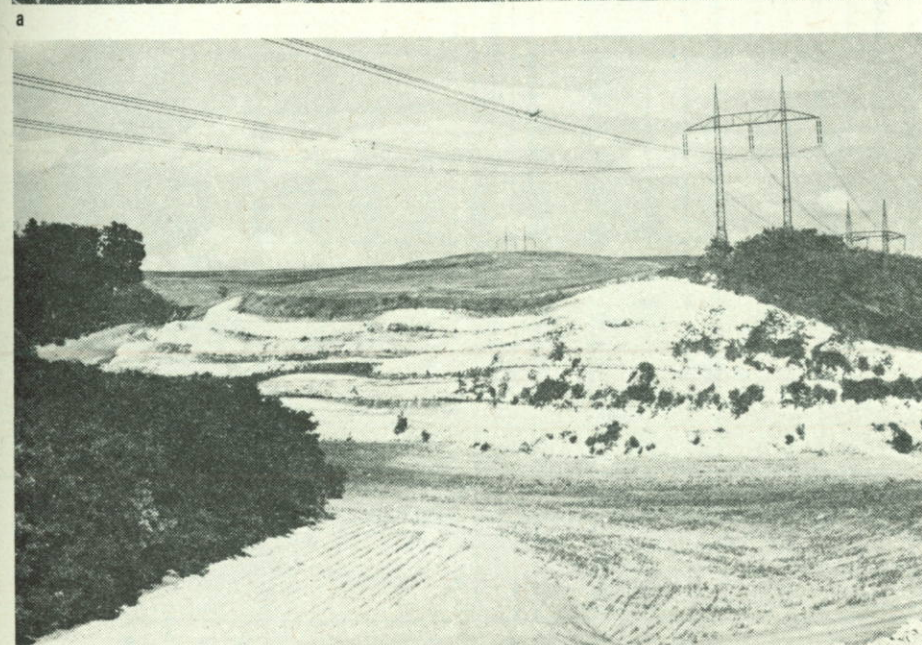
Obr. 47 Vývoj krajiny Žďárských vrchů na příkladu Milovské kotliny ve Žďárských vrších. Stav okolo roku 1200, 1700 a 1980 (Buček et Lacina 1977)



kombinace (z praktických důvodů především cévnatých rostlin) jsou však trvale dány jak způsobem ovlivnění, tak podmínkami ekotopu. Můžeme předpokládat, že význačná druhová kombinace se mění úměrně ovlivnění ekotopu člověkem a s jeho kvalitativní změnou zaniká.

Protože pro člověkem ovlivňované typy vegetace je lidské působení podstatným ekologickým faktorem, má každé „náhradní“ společenstvo svou indikační vypovídací schopnost. Ta spočívá v nepřímé bioindikaci stupně vychýlení od přírodního stavu, zvláště od spontánně vznikající druhové kombinace specifické pro určité vegetační typy (např. podle účasti nově zavlečených nepůvodních druhů apod.) v rámci určitého ekotopu. Kterékoli lesní nebo luční společenstvo, a dokonce i plevelné společenstvo na orných půdách může být příkladem ekologické i ekonomické vypovídací schopnosti své druhové kombinace a je-li vřazeno do geobiocenu, vypovídá poměrně dokonale i o ekologické stabilitě konkrétního ekosystému.

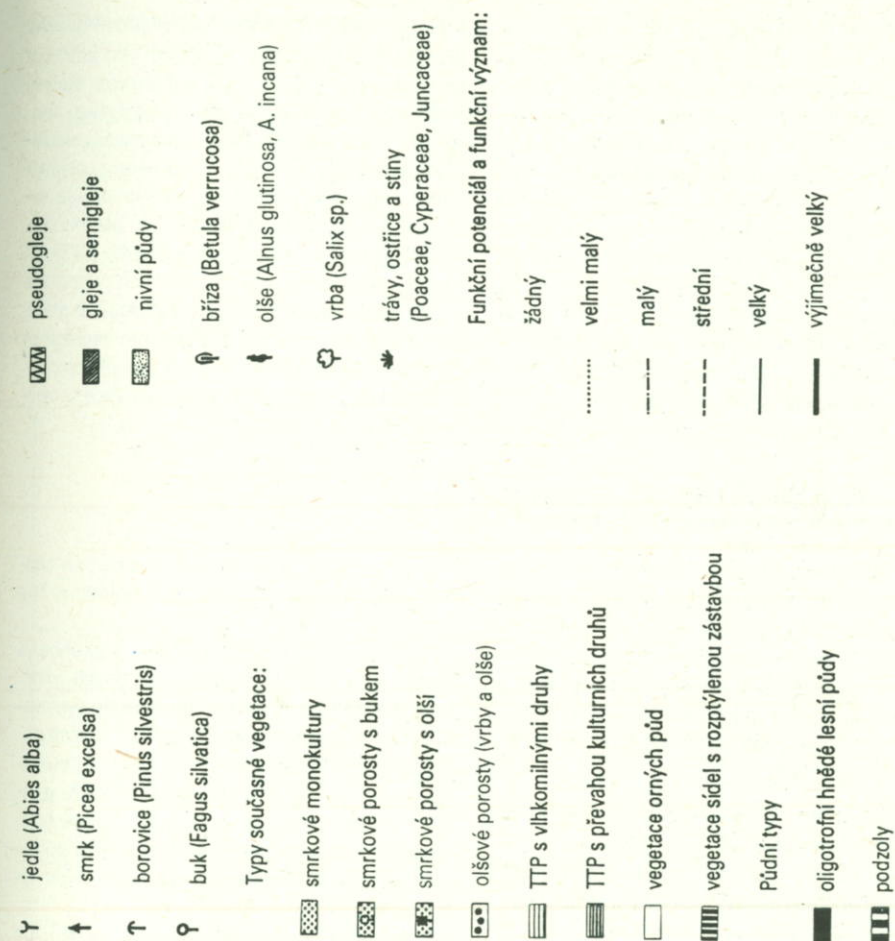
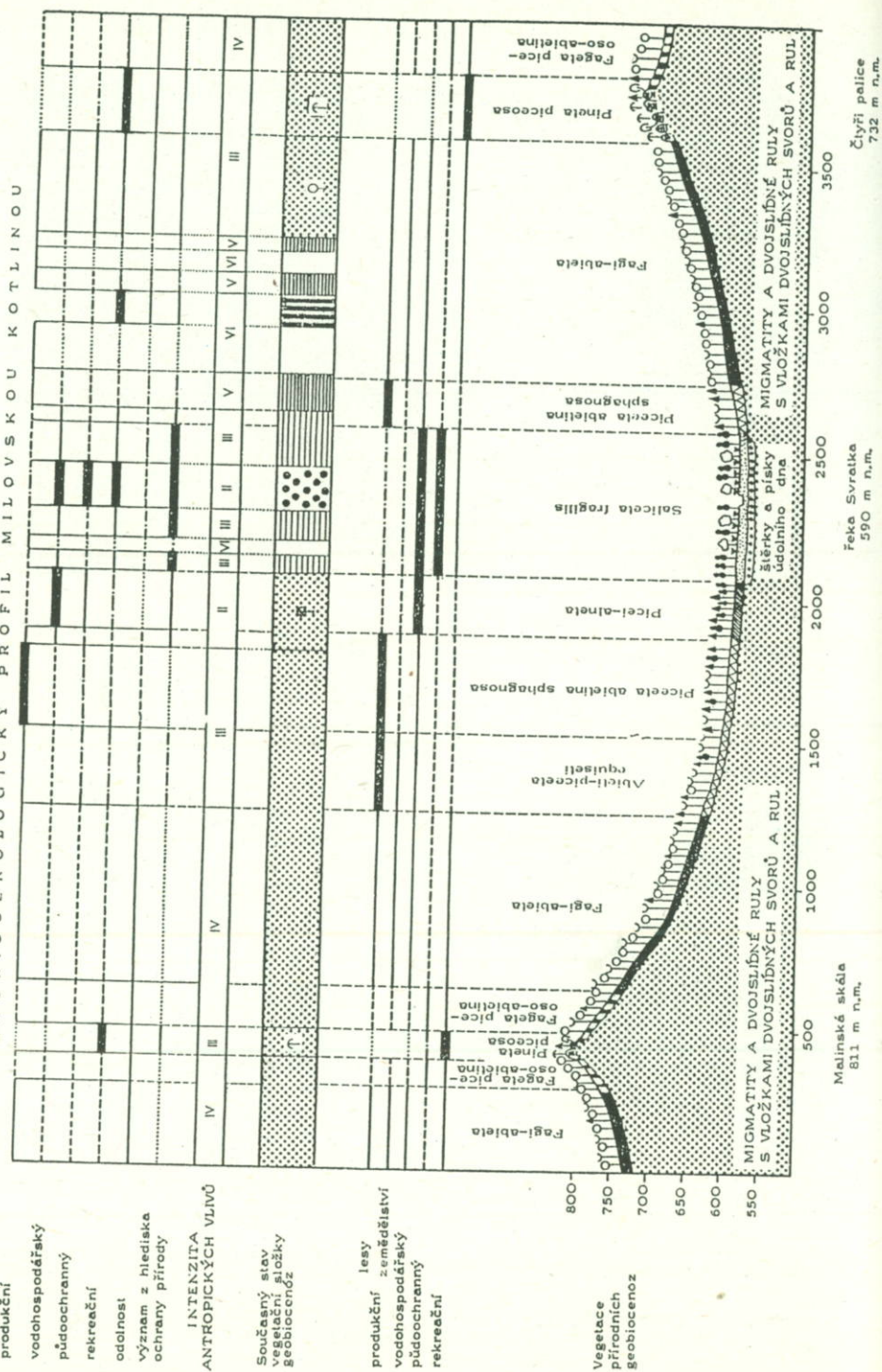
■ V tom tkví využitelnost rostlinných společenstev a jejich druhového inventáře k bioindikaci lidského vlivu, ovšem vždy v rámci určitého typu ekotopu, ve vazbě na jasnou představu o jeho přírodní biocenóze, tj. ve vazbě na určitý geobiocen: Protože přírodní rostlinná společenstva trvala beze změny druhového složení po celou dobu trvání určitých přírodních podmínek (půdy a podnebí), lze geobiocen považovat za nejvhodnější ekologický rámec pro hodnocení podmínek pro rostlinnou produkci a typy ekosystémů do něho spadající za operativní rámec i pro hodnocení ekologické stability; např. smrková monokultura jako náhradní společenstvo suché doubravy je ekologicky něco zcela jiného než jako náhradní společenstvo jedlové bučiny; bezkolencová louka na ekotopu přírodní březové olšiny je něco zcela jiného než na stanovišti jilmového luhu, a to nejen z hlediska výnosového, ale i z hlediska ekologické stability. Vysoké dávky strojních hnojiv v honu orné půdy na ekotopu přírodní jedlosmrkové bučiny, obdobně jako na ekotopu habrodřínové doubravy, jsou vysloveným mrháním prostředky, často spojeným se zbytečným ohrožováním vodních zdrojů atd.



b

Jihomoravská karpatská pahorkatina s hlubokými sprašovými návějeji v semiaridním podnebí (Čejč, okres Hodonín, 1972)

- a – Intenzivně obdělávaná záhumenková trať s vinohrádky měla velkovýrobně nevyhovující strukturu kultur, poskytovala však dostatek prostoru pro rozptýlenou zeleň i vitální fragmenty stepních společenstev (vlevo step s katránem tatarským, v popředí kavyly).
- b – Srovnatelná plocha v téměř katastru v průběhu terasování, jež bylo koncipováno jako protierozní úprava, vedlo však s vysokými náklady ke katastrofálnímu rozvoji půdní eroze, svahy teras trvale vyloučilo z obdělávací plochy a stabilní ekosystémy nahradilo spontánní ruderalní vegetací.



Obr. 48 Geobiocenologický profil Milovskou kotlinou ve Žďárských vrších a zhodnocení funkčního významu skupin geobiocénů (funkční potenciál, funkční význam — Buček et Lacina 1977)

Prostorové rozmístění člověkem méně ovlivňované (přirozené) vegetace je současně výsledkem působení trvalých vlastností ekotopu i způsobu a intenzity využívání. Na ploše s jednotnými přírodními podmínkami s původně jednotným typem vegetace se budou při rozdílném využívání vyskytovat různé typy člověkem ovlivněné vegetace (a ve vazbě na ně i rozdílná živočišná společenstva). Se změnami forem a intenzit využívání se budou měnit i „náhradní“ společenstva, takže na původně jednotném ekotopu vzniknou různě ovlivněná společenstva s různým stupněm přirozenosti. Proto je (resp. dříve byla) člověkem využívaná krajina vždy rozmanitější než krajina přírodní.

Se snižováním stupně přirozenosti krajiny vy-

9.4.1. Typizace přirozenosti vegetace

Stupeň přirozenosti ekosystému je hodnota nepřímou úměrná stupni ovlivnění téhož ekosystému člověkem. Vyplývá ze změn druhového složení a struktury reálného rostlinného společenstva ve srovnání s potenciální přírodní vegetací za shodných stanovištních podmínek (na shodném typu ekotopu). Stupeň přirozenosti ekosystému lze definovat pomocí těchto kritérií:

- změny struktury společenstva ve srovnání s přírodním společenstvem
- podíl druhů původních organismů vzhledem k počtu druhů tvořících přírodní společenstvo
- podíl vymřelých druhů původní bioty
- podíl spontánních sekundárních organismů – členů autochtonní regionální bioty
- podíl tzv. synantropních nebo ruderalních organismů („průvodců člověka“)
- životní trvalost kultivovaných i spontánních druhů v ekosystému.

Podle těchto kritérií byly sestaveny různé (4–9 členné) stupnice přirozenosti ekosystémů na základě bioindikace jejich vegetační složkou (např. Ellenberg 1963, 1978, Schlüter 1982). Jeden z možných klíčů typizace ekosystémů pro ekologické hodnocení uvádíme na str. 215.

Semikvantitativní hodnocení přirozenosti vegetace v rámci typů geobiocénů dává možnost zhodnotit účinky všech způsobů využívání krajiny na její oživenou složku i na více stupňů, vyžaduje však kvantifikovaná a časově náročná fytocenologická šetření v terénu (bez toho nelze rozlišit kultu-

vstávají při stanovení potenciální vegetace daného ekotopu stále větší problémy, ale tím více potřebujeme co nejjasnější představu o druhovém složení a prostorové struktuře přírodních rostlinných společenstev na daném ekotopu. Jen srovnání aktuálního člověkem ovlivněného rostlinného společenstva s potenciální přírodní vegetací umožňuje sestavení vývojové řady společenstev na daném ekotopu. Tato představa geobiocénů (Zlatník 1973) má zásadní význam pro poznání přírodních prostorů a v jejich rámci také pro hodnocení ekologické stability. Plynou z ní rozhodující kritéria pro ekologické hodnocení krajiny s ohledem na stupeň přirozenosti, ekologickou stabilitu, sukcesní tendence a optimální biotickou diverzitu krajiny.

ry – ornou půdu, louky ani lesní porosty – s charakteristickou přírodní druhovou kombinací a bez nich).

Existuje však možnost méně podrobného hodnocení s použitím výlučně strukturních vlastností společenstev podmíněných způsobem využívání. Takové hodnocení vystačí s konfrontací map potenciální přírodní vegetace se současnou strukturou kultur a s dřevinnou skladbou lesů, takže opomíjí bioindikaci podle typů fytocenóz. Takové hodnocení je sice hrubé, ale velmi operativní a postačující pro zásadní třídění ekosystémů do dvou typologicky polárních skupin:

- Relativně **přirozené ekosystémy** (v tabulce stupně přirozenosti vegetace podle Schlütera 7–9) jsou trvalé, vybavené autoregulační schopností, a tedy relativně příznivou ekologickou stabilitou; mají však obvykle relativně nízkou produkci hospodářsky využívané biomasy. Jsou v různé míře ovlivněny nebo spoluvytvářeny lidskou činností, což bývá předmětem detailnějších typizací.

- **Antropogenní ekosystémy** (agrocenózy, monokultury, technosystémy apod., v tabulce stupně přirozenosti vegetace podle Schlütera 1–4) jsou relativně krátkodobé, s relativně nízkou autoregulační schopností, tedy ekologicky relativně nestabilní. Pro uchování antropogenních ekosystémů je vysoký vklad lidské práce nezbytnou podmínkou. Jsou hlavními nositeli zemědělské produkce biomasy a trvalým bydlištěm naprosté většiny obyvatel.

Typizace vegetace podle přirozenosti

Stupně přirozenosti vegetace (Schlüter 1982)	Slovní označení přirozenosti ekosystému (Ellenberg 1963, 1978)	Spontánní druhová kombinace	Životní trvalost určujících druhů rostlin	Strukturní znaky
0	–	–	–	plochy druhotně zbavené vegetace
1	VI umělý	žádná	jednoleté	monokultury bez spontánních druhů
2–4	V přírodě cizí	sekundární na části plochy nebo celoplošně	nerozhoduje	umělé struktury s různou dynamikou spontánních druhů (ustupují nebo se šíří)
5–6	IV přírodě vzdálený	sekundární plně vyvinutá	trvalé	umělé struktury s charakteristickou druhovou kombinací odlišnou od stupně 7
7	III přírodě blízký	sekundární polopřírodní	trvalé	sekundární struktury luk a lesů, polo-přírodní druhová kombinace
8	II přirozený	převážně přírodní	trvalé	přírodní druhová skladba, pozměněná struktura
9	I přírodní – nedotčený	přírodní	trvalé	přírodní druhová skladba i struktura

Z povahy člověkem využívané krajiny plyne, že obě skupiny musí být v krajině zastoupeny, a při komplexním hodnocení není na místě kterékoli z nich přikládat vyšší hodnotu. Stejně jako jsou antropogenní ekosystémy předmětem péče zeměděl-

ství, měly by být relativně přirozené ekosystémy předmětem ochrany přírody a oba tyto (i mnohé další) oborové pohledy by měly být překlenuty a zastřešeny takovou péčí o krajinu, která zahrne i péči o její ekologickou stabilitu.



Tak dlouho jsme s naší zemědělskou krajinou zacházeli jako s fabrikou, až se takovou špatně vyrábějící, mnohde neuklizenou fabrikou stala (Hnojnický potok v Oharské tabuli, Vojničky, okres Louny, 1990).
Srovnej snímek na str. 200

NENÍ DALEKO DEN, KDY SE VŠEOBECNĚ NAHLÉDNE OMYL, ŽE BY SE INŽENÝR NEZNAJÍCÍ DŮKLADNĚ BIOLOGII A ZVLÁŠTĚ EKOLOGII SMĚL PUSTIT S LOGARITMICKÝM PRAVÍTKEM DO KRAJINY, ABY JI UPRAVIL ... PROTI PŘÍRODNÍ KRAJINĚ POSTAVILY TAKOVÉ KOŘISTNICKÉ ÚPRAVY KRAJINU TAK ZCHÁTRALOU, POVRCHOVĚ ZCIVILIZOVANOU, ŽE POCÍTÍ VBRZKU KAŽDÝ POTŘEBU VRÁTIT NAŠÍ KRAJINĚ JEJÍ VLASTNÍ SMYSL A HODNOTU.

ALE JAK TO PROVÉST? PROSTÝM NÁVRATEM K PŮVODNÍMU STAVU TO NENÍ MOŽNÉ. NEMŮŽEME SMAZAT Z POVRCHU ZEMSKÉHO OBYVATELSTVO, ANI NEMŮŽEME SNÍŽIT JEHO HOSPODÁŘSKOU POKROČILOST, ŽIVOTNÍ ÚROVEŇ, VČLENĚNOST DO SVĚTOVÉHO PROVOZU VÝROBNÍHO. NIC Z TOHO, CO NAŠÍ DOBU ODLIŠILO OD DOBY PŘED STO LETY MINULÉ NEMŮŽEME ZRUŠIT, NAOPAK VŠECHNO MÁME POVZNĚSTI DO ÚROVNĚ DOKONALEJŠÍ.

PROTO TAKÉ NEMŮŽEME UDRŽOVAT KRAJINU V ETAPĚ HOSPODÁŘSKÉHO PRIMITIVISMU. NEZBUDE, NEŽ ABY SE NYNĚJŠÍ STAV PŘEKONAL KRAJINOU ROVNĚŽ UPRAVENOU, ALE UPRAVENOU DŮMYSLNĚJI, PŘÍROZENĚJI, ODBORNĚJI. A TO JE ÚKOL TAK VZNEŠENÝ, ŽE VŠECHNO POSLÁNÍ STOLETÍ DEVATENÁCTÉHO PŘED NÍM BLEDNE.

VLADIMÍR ÚLEHLA

10/ ÚZEMNÍ SYSTÉMY EKOLOGICKÉ STABILITY

10.1. REKAPITULACE TEORETICKÝCH PŘEDPOKLADŮ

Ekologicky vysoce stabilní ekosystém je schopen odolávat vlivům vyvolávajícím změnu; proto stabilita krajiny s vysokým podílem stabilních ekosystémů bude rozvinutá, vysoká, blíží se maximu.

Ekologicky vysoce labilní ekosystém má omezenou schopnost odolávat vlivům vyvolávajícím změnu; proto stabilita krajiny s vysokým podílem labilních ekosystémů bude zakrnělá, nízká, omezená.

Ze strukturálního hlediska lze na úroveň ekologické stability krajiny usuzovat podle zastoupení sukcesně vyspělých ekosystémů, složených ze spontánně rozšířených organismů a schopných udržovat se bez jakýchkoliv vkladů dodatkové energie. Z procesuálního hlediska energomateriálových toků je stupeň ekologické stability krajiny v obrátcovém poměru k množství dodatkové energie potřebné na udržení stabilního stavu. Ekologicky labilní bude proto krajina s vysokým zastoupením ekosystémů vyžadujících pro své udržení a fungování vysoký a trvalý příkon dodatkové energie. Ekologicky nejstabilnější by byla přírodní krajina složená z ekosystémů sice schopných autonomní regulace, ale poskytující málo hospodářských užitků v dosavadním pojetí.

■ Zastavíme-li se na tomto bodě úvahy, bude na místě námitka, že ekologové by měli všude nejraději divočinu z přírodních ekosystémů. Nikoliv, pouze důrazně upozorňují na zůstávající se konflikt mezi tendencí přírodních procesů k maximální stabilitě ekosystémů a mezi lidskými cíli jejich maximální exploatace. Citovali jsme už názor E. P. Oduma (1969), že vzít na vědomí tento konflikt, je prvním nezbytným krokem k racionálnímu využívání přírodních zdrojů. Z vědomí tohoto konfliktu totiž roste vědomí, že snižovat rizika spojená s umělými nestabilními ekosystémy lidskou prací by mohlo vyžadovat tak vysoké vklady dodatkové energie, že si to v dlouhodobé perspektivě nemůžeme energeticky dovolit ani ta nejbohatší společnost.

Přírodovědná a společenská hodnocení mají jiná kritéria a společenské hodnocení přírodovědných poznatků je navazujícím, odlišným a metodicky nezávislým krokem. Společensky nežádoucí krajinné struktury (např. „měsíční krajiny“ výsypek) budou hodnoceny záporně i v případě jejich vysoké ekologické stability. A ekologická labilita, umožňující zde rychlý průběh spontánní sukcese k lesu odolnému vůči imisím nebo tvorbu půd využitelných pro intenzivní zemědělství, tj. ve smyslu společensky žádoucích změn, bude hodnocena kladně.

Uchování existující (nebo obnova porušené) ekologické stability v člověkem využívaných ekosystémech se re-

alizuje zprostředkovaně přes způsoby hospodářského využívání. Je vlastní náplní ekologické optimalizace a v podmínkách silného působení stresových faktorů zahrnuje mj.:

- dlouhodobě perspektivní formy využívání ekosystémů s respektováním jejich adaptability
- snižování energetických vkladů do řízených přírodních procesů
- zvyšování návratnosti energetických vkladů do hospodářsky využívaných ekosystémů.

Uchování existující či obnova porušené ekologické stability člověkem využívaných ekosystémů má však také své strukturální (územně technické) stránky, které jsou v bezprostředních kompetencích územního plánování a zahrnují především:

- uchování alespoň určitého minima rozmanitosti ekosystémů (především geobiocenóz)
- určitý prostorový vztah mezi relativně přirozenými a antropogenními ekosystémy (viz kap. 5.6.).

Když pomineme některé nedořešené problémy, pak současná ekologie dokládá v rámci tohoto typu geobiocenu negativní korelace mezi stabilitou a produktivitou (čistou produkcí biomasy). Tento vztah byl empiricky doložen sledováním sukcese na nejrušnějších ekotopech a vytváří – velmi zjednodušeně řečeno – pro plánování krajiny zásadní ekologické dilema: **buď** zaměření na produkci biomasy prostřednictvím strukturálně jednoduchých, sukcesně nezralých a ekologicky nestabilních ekosystémů, **nebo** zaměření na stabilitu prostřednictvím strukturálně složitějších, sukcesně zralých a ekologicky stabilních, ale méně výnosných ekosystémů.

Snahy o stále produktivnější ekosystémy přináší ve stále větší míře to, čemu se říká „vedlejší“ negativní účinky; někdy se o nich předpokládá, že jsou beze zbytku důsledkem nedostatečné aplikace známých poznatků. Nejde však o žádné „vedlejší“, ale naopak o integrální nevyhnutelné účinky jednostranně prosazovaných snah o zvyšování produkce. Tento proces přináší na dané technologické úrovni neodvratně např.:

- hromadění odpadů a poškozování půd i vod v důsledku narušení uzavřených biogeochemických cyklů
- narušování autoregulačních mechanismů půd, a tím jejich úrodnosti
- přemnožování některých organismů (škůdci, paraziti, epidemie)
- vymírání organismů se zánikem jejich biotopů.

10/1 REKAPITULACE TEORETICKÝCH PŘEDPOKLADŮ

Porušování ekologické stability dílčích ekosystémů vede nevyhnutelně k rostoucímu počtu a intenzitě ekologických krizí; zhroucení ekologické stability krajiny se pak rovná ekologické katastrofě. Oba případy se promítají negativně do úrovně životního prostředí místního obyvatelstva; ve druhém případě by ztrácel smysl i jakýkoliv růst produkce. Ochuzování krajiny o její rozmanitost (biotickou diverzitu) tak znamená nejen nebezpečí psychické deprivace, ale i ohrožení biologických základů lidské existence.

■ Sebevětší úspěchy zemědělské výroby by nemohly tyto ztráty kompenzovat. Nesvědčilo by o naší zodpovědnosti k budoucnosti, kdybychom tyto znepokojující eventuality ignorovali nebo je označovali za zanedbatelné. Pro dlouhodobé výhledy je proto evidentní, že v dílčích územích je zcela nezbytné prosazovat v rámci ekologické optimalizace (namísto jednostranné maximalizace rozvoje výroby) takový rozvoj zemědělské a lesní výroby, který nevede k ničení biotické diverzity přírodního prostředí.

Typy ekotopů jsou obvykle tak trvalé, že je lidský vliv nedokázal ani dodnes změnit. Ve většině případů člověk mění především typ biocenózy, nikoli však podmínky, které ji v přírodním stavu určovaly. Vnučuje tedy krajinně vědomě i nevědomě jiné rostliny a živočichy, než kteří k ní původně patřili. Narušuje tím či zcela ruší jednotu ekosystému – destabilizuje jej. Aby vůbec mohli záměrně pěstované rostliny a živočichové v kulturní krajině existovat, musí se jim uměle vytvářet pro ně vhodné abiotické podmínky přísunem dodatkové energie (odlesnění, hnojení, orba aj.). Přestože nahrazování těchto abiotických podmínek stojí obrovské množství energie, není v lidských silách je nahradit úplně. Takový uměle dotovaný ekosystém je vždy vybaven menší stabilitou (zejména rezistencí) než ekosystém přirozený. Zdálo by se tedy, že jestliže chceme mít krajinu vysoce stabilní, budeme se snažit využívat ji v maximálním souladu s jejími trvalými abiotickými podmínkami. Taková krajina bude sice velmi stabilní, ale z hlediska potřeb člověka velmi málo výnosná. Vysoké výnosy potravin i jiných produktů jsou totiž podmíněny právě maximální destabilizací ekosystémů v krajině. Nemůžeme tedy mít ani krajinu zcela stabilní, protože bychom při dnešní velikosti populace umřeli hladu, ale ani krajinu zcela destabilizovanou, protože bychom tím zahubili život v ní, a v důsledku toho samozřejmě i sebe. Naším hlavním úkolem je proto hledat takovou míru destabilizace krajiny, která stačí pro naši obživu, aniž dojde k nevratnému narušení její regeneračních schopností.

Proto ekologická **stabilizace** současně krajiny znamená vlastně hledání společensky optimálního stupně **destabilizace** ve srovnání s přírodním stavem.

Má-li být společensky žádoucí stav krajiny stabilizován, vyžaduje to tím více úsilí k jeho prosazení

a udržování, čím je tento stav umělejší. Růst energetického vkladu potřebného k udržení stability krajiny může dosáhnout bodu, kdy se vynoří otázky: Je tento energetický vklad racionální? Takové otázky se vnučují v konkrétních situacích, kdy nestacíme všechno v krajině zvládnout, abychom ji stabilizovali ve společensky žádoucí podobě – např. nestacíme už nahrazovat přírodní stabilizační mechanismy v „černé schránce“ krajiny, která do nedávna fungovala se samozřejmostí nezasluhující pozornost. Nahrazovat spontánní stabilizační mechanismy nestacíme buď pro nedostatek prostředků, nebo pro nedostatek schopnosti předvídat, že něco v „černé schránce“ nabývá dosud netušeného, často neřiditelného průběhu. Poruchy ekologické stability pak vedou k úpadku schopnosti celých krajín poskytovat zdravé životní prostředí nejen rostlinám a živočichům, ale i lidem. A dochází-li k tomu na velkých rozlohách, krizové jevy pak narůstají i v lidské populaci. Úsilí o udržení odpovídající míry ekologické stability necílí tudíž k omezujícím opatřením ekonomického rozvoje; je naopak nezbytným předpokladem setrvalého rozvoje krajiny, a tím i celkového rozvoje společnosti.

■ V dlouhodobé perspektivě se proto stává jedním ze základních problémů společenského rozvoje vytvoření územních podmínek sdruženého ekonomického a ekologického optima, které zní: Jak dosáhnout ve státním území jako celku žádoucího objemu výroby za podmínky uchování ekologické stability a co nejvyšší úrovně životního prostředí? Řešení vyžaduje mj. vytvořit takovou strukturu využívání ploch, která zaručí místní lidské populaci co nejvyšší plošný podíl životního prostředí všestranně vysoké úrovně. K tomu je nutno přibrzdit a konečně zastavit dosud obecně probíhající denaturalizaci krajiny a usilovat o vzájemnou vyváženost prostředí různého funkčního poslání a různého typu, mj. i přírodního prostředí jako součásti občanské vybavenosti sídel. Podobně jako každé sídlo musí mít určitý počet a strukturu zdravotnických zařízení, mělo by mít ve svém obvodu i určitý podíl území s přírodními prostředím vysoké úrovně.

V těchto souvislostech ekologicky stabilizovat krajinu znamená ovlivňovat její fungování společensky žádoucím směrem tak, jak to člověk potřebuje – ať chce v krajině uskutečňovat jakoukoli činnost, např. žít se, vyrábět, bydlet nebo pobývat, regenerovat své vlastní síly, těšit své smysly atd. Proto respekt k požadavkům ekologické stability je logickou součástí úsilí o rozvoj lidské populace, o rozvoj lidských děl v přírodě i o rozvoj přírody samotné.

A v těchto souvislostech předkládá ekologie racionalizační námět, aby část stabilizačních funkcí v krajině byla zajišťována plánovitým využíváním spontánních přírodních procesů. Přináší příspěvek k optimalizaci fungování krajiny pro člověka tak, aby ji mohl využívat pro své potřeby trvale a mnohostranně (což je absolutní nezbytností) a současně více, lépe a úsporněji.

Stabilita jednotlivých sukcesních stadií ekosystémů je „trajektorová“, tj. zahrnuje i určité zákonité tendence ke změně. Intenzita, se kterou se tyto tendence prosazují, závisí nejen na antropogenním ovlivnění ekosystému samotného, ale i na intenzitě antropogenního ovlivnění celé krajiny. Protože všechny ekosystémy v člověkem změněné krajině jsou významně propojeny antropogenním tokem hmot, energií a organismů, nelze už vystačit s jejich izolovaným zkoumáním a hodnocením jako v krajině přírodní. Ekologická stabilita ekosystémů i krajiny je nepřímo úměrná jejich antropogennímu ovlivnění do té míry, že se zánikem posledního segmentu přirozeného ekosystému (geobiocenózy) prakticky zaniká možnost obnovit ekologickou stabilitu daného typu ekotopu, protože zanikla možnost obnovit přirozenou biocenózu jako aktivního nositele této stability. Celý rozsah užitečných funkcí přirozených biocenóz, poskytovaných dosud automaticky a bezplatně, pak musí společnost nahrazovat trvalým příkonem práce.

Protože potenciálními nositeli ekologické stability krajiny jsou přirozené ekosystémy, racionální využívání krajiny nejen nevylučuje, ale nutně zahrnuje jejich trvalou existenci.

10.2. UPLATNĚNÍ PRINCIPŮ EKOLOGICKÉ STABILIZACE V PLÁNOVÁNÍ KRAJINY

Koncepce územního zabezpečování ekologické stability krajiny vznikla začátkem osmdesátých let z poznání, že je nutné zastavit technokratickou destrukci krajiny, která se opírala o mylné politické direktivy a o proklamované společenské přínosy, které se už tehdy ukazovaly jako falešné. Ve čtyřicetileté válce centrálně byrokratické technokracie s přírodou a zdravým rozumem bylo obtížné, ba nemožné prosadit poznatek, že „k uchování vysoké a trvalé produktivity a ekologické stability krajiny je

Pokud zůstane dlouhodobě akceptovaným společenským cílem uspokojování stále rostoucích lidských potřeb, je v tomto určujícím rámci cílem rozvoje krajiny vysoká produkce biomasy při trvale zabezpečeném, společensky přijatelném minimu ekologické stability. Řešení lze hledat jen společensky stvrzeným kompromisem ve způsobech využívání půdy, k němuž mohou vést z ekologického hlediska tyto způsoby:

- 1/ uchovávání nebo vytváření tzv. kompromisně využívaných ekosystémů (ve smyslu Oduma 1971), relativně produktivních a současně relativně stabilních
- 2/ využívání co možná sukcesně nejvyspělejších ekosystémů s vysokou stabilitou (např. půdo-ochranné zalesňování, tzv. přírodě blízké způsoby lesního hospodářství, přírodě blízké úpravy toků i zemědělství, tradiční formy rybníkářství, některé formy pastvinářství)
- 3/ prostorové uspořádání jednotlivých kultur, přispívající k racionálnímu poměru mezi maximálně produktivními (a tím zákonitě nestabilními) ekosystémy, mezi kompromisně využívanými a mezi málo produktivními, ale stabilními ekosystémy.

Je zřejmé, že první dva způsoby jsou výhradní záležitostí fytotechniky a zootechniky ve výrobních odvětvích primárního sektoru. Naproti tomu třetí způsob spadá převážně do kompetencí péče o životní prostředí a měl by se stát předmětem mezioborového plánování krajiny.

třeba izolovat od sebe ekologicky labilní části krajiny soustavou stabilních a stabilizujících ekosystémů“ (Nováková 1976). Od tohoto poznatku se odvíjela a v rámci tzv. Ekoprogramu kolektivně vytvářela koncepce, jejímž základním rysem je spojení důsledné ochrany vybraných ekologicky významných částí krajiny s návrhy na jejich doplnění a propojení do jednotného systému, způsobitého stabilizovat přírodní procesy na ostatním území. Důležitá je přitom okolnost, že takový systém nelze



a



b

Svázná flyšová území v Bílých Karpatech s jednosečnými květnatými loukami a rozptýlenými duby, zpevňujícími půdu. Druhý snímek ukazuje analogickou plochu po vykloučení rozptýlené zeleně, ohroženou v zesílené míře erozí a sesuvy, pro zamýšlené způsoby hospodářského využívání nezpůsobilou.

a – Čertoryje, Hrubá Vrbka, okres Hodonín
b – Vrbovce, okres Senica, 1972

vymezení izolovaně podle různých způsobů využívání půdy, ale že jeho vymezení vyžaduje bezpodmínečně koordinovaný přístup ke krajině jako celku, tj. k zemědělskému i lesnímu fondu včetně sídel. Na základě těchto axiomů byla u nás postupně rozpracována ucelená teorie tzv. územních systémů ekologické stability.

Územní systém ekologické stability (dále ÚSES) je vybraná soustava ekologicky stabilnějších částí krajiny, účelně rozmístěných podle funkčních a prostorových kritérií. Těmito kritérii jsou:

- rozmanitost potenciálních přírodních ekosystémů v řešeném území
- jejich prostorové vazby (kritérium udává směry tzv. biokoridorů spojovacích i kontaktních i polohu přirozených migračních bariér)
- nezbytné prostorové parametry (minimální plochy tzv. biocenter různého typu, maximální délky tzv. biokoridorů a jejich minimální nutné šířky)
- aktuální stav krajiny
- společenské limity a záměry určující současné a perspektivní možnosti kompletování uceleného systému.

Označení „územní“ má podtrhnout, že ÚSES se vytváří pro celé území, ale je pouze částí ekologické optimalizace; možnosti jeho pozitivního působení navenek jsou ve vztahu k tomu, jak veškeré hospodaření s územím respektuje ekologické zákonitosti. Čím „ekologičtější“ je celkové využívání ekosystémů v daném území, tím menší může být plošný podíl prvků věnovaných „uchovávací“ funkci ÚSES, tj. chráněných území s prioritou ochrany společenstev a druhů (např. v případě rozvinutého přírodě blízkého lesního hospodářství se celé lesní komplex stávají biocentrem a udržování vnitřního ÚSES se stává zbytečným).

Označení „systém“ vyjadřuje, že jednotlivé prvky ÚSES jsou propojeny na základě dosaženého stavu znalostí nároků jednotlivých společenstev, resp. druhů organismů.

Konečně přívlastek „ekologické stability“ vyjadřuje, že územně vymezená ochrana ekosystémů by měla vést k prokazatelnému zvýšení ekologické stability širšího území.

Základní axiom teorie ÚSES, že ekologická stabilita krajiny je jednou z nutných podmínek trvalé udržitelného rozvoje společnosti, nelze zpochybnit ani tím, že „měřitelnost“ ekologické stability krajiny zůstává do jisté míry diskutabilní. Paralela

s obdobnými problémy v případě zdraví člověka je dostatečně výmluvná: Onemocní-li ekologicky stabilní krajina, je schopna – podobně jako zdravý organismus – rychle a spontánně se zotavit. Naproti tomu ekologicky labilní krajina vyžaduje i pro svoji omezenou funkci způsoblost enormně vysoký objem lidské práce – podobně jako těžce nemocný organismus zaměstnává trvale své ošetřovatele.

Pro územní zajištění ekologické stability je rozhodující hodnocení relativní ekologické stability jednotlivých typů ekosystémů tvořících současnou kulturní krajinu a v této otázce existuje zřetelná souhlasná shoda odborné veřejnosti.

Protože vznik nových přirozených společenstev a jejich stabilizaci přirozeným vývojem nelze lidskými zásahy dostatečně urychlit, a protože vyžaduje podle různých typů ekosystémů časová rozpětí od 20 do 200 let (viz str.), musí být ÚSES jako „biologická infrastruktura“ v území dlouhodobě fixován a respektován nejméně tak jako síť osídlení a technické infrastruktury (tj. jako dopravní sítě, energovody apod.). ÚSES proto patří mezi územní struktury zásadního významu, jež musí být při všech zásazích v kulturní krajině trvale respektovány.

Prvním krokem k tvorbě ÚSES je vymezení tzv. kostry ekologické stability, tj. souboru všech ekologicky stabilnějších částí krajiny bez ohledu na jejich funkční vztahy. Zdálo by se, že v naší intenzivně využívané krajině nemohou být v tomto směru učiněny žádné nové objevy a že taková inventarizace je dávno uzavřená. Bohužel není tomu tak, ačkoliv tzv. ochranné mapování na úrovni okresů patřilo v měřítku 1:50 000 po řadu let k elementárním úkolům odborných pracovišť státní ochrany přírody. Dosažené výsledky mohou zatím uspokojit nanejvýš na regionální úrovni a jsou velmi nevyrovnané.

Rutinní vymezení kostry ekologické stability lze provést na základě podrobného terénního průzkumu s využitím leteckých snímků, a to zákresem typů aktuální vegetace v mapovém měřítku 1:10 000 a jejich zařazením do stupňů ekologické stability podle jednotného hodnotícího klíče (viz str. 214) od ploch nestabilních (např. zastavěná území bez vegetace) až po plochy vysoce stabilní (např. přirozené lesy nebo zachovalé mokřady). Taková inventarizace přináší dostatečnou informaci na lokální úrovni, a proto by ji každá samosprávná jednotka od obce po republiku měla systematicky pořizovat, využívat a aktualizovat.

ÚSES je jednak kvalifikovaným výběrem z takto vymezené kostry, a jednak jejím doplněním do prostorově co nejúspornější, ale funkčně již způsobilé podoby. Současný stav poznání technicky jednoznačných parametrů pro navrhování ÚSES obsahuje podniková metodika vydaná v roce 1988 Agropojkem Brno. Shrnuje poznatky z několikaleté dobrovolné činnosti pětaticetletého kolektivu expertů pro ekologizaci územního plánování. Nejčerstvější rozvinutí těchto poznatků pak přináší studie „Územní zabezpečování ekologické stability“ (Ministerstvo životního prostředí ČR, 1991).

Navrhování ÚSES podle těchto metodik představuje kvalitativně odlišnou etapu, při níž se od ochranněsky orientované přírodovědné inventarizace „kostry“ přechází k aktivní konstruktivní tvorbě. Reálný výsledný návrh se musí vždy opírat o znalost požadavků všech lidských činností v území – osídlení, výroby, dopravy, těžby nerostných surovin, vodního hospodářství, rekreace atd. – a o konfrontaci vlastních oborových požadavků s ostatními společensky nepominutelnými požadavky. Proto nelze reálný ÚSES vyprojektovat ani tou nejkvalitnější expertizou, ale pouze postupným slaďováním původně rozporných požadavků, tj. metodou tvorby územně plánovací dokumentace. Proto také postupy navrhování a projektování ÚSES budou analogické tvorbě územně plánovací dokumentace, která zásadně dodržuje sled pracovních operací: průzkumy a rozborů (= inventarizace kostry ekologické stability) – koncept návrhu – připomínkové řízení s dotčenými subjekty – výsledný návrh.

Oba výše jmenované metodické podklady dodržují dělení ÚSES podle významu skladebných prvků na systémy nadregionálního, regionálního a lokálního významu. Toto dělení skladebných prvků ÚSES podle jejich významu odráží nezvratný poznatek, že reálná řešení se uskutečňují na lokální úrovni, vyžadují však znalost a respektování co nejširších, pokud možno globálních souvislostí. Toto dělení bude také určující pro formy právního a ekonomického zabezpečování skladebných prvků ÚSES podle řady připravovaných předpisů. Především návrh nového zákona o ochraně přírody a krajiny zahrnuje mezi své cíle ochranu a obnovu ÚSES. Zásady zákona o územním, ev. prostorovém plánování stanoví povinnost respektovat závazně vymezené ÚSES při územně plánovací činnosti, zejména v rámci rozhodnutí o využití území. Návrh zákonných předpisů o půdě kvalifikuje nově realizované prvky ÚSES jako půdoochranná opatření a zá-

kon o pozemkových úpravách (event. o ochraně a tvorbě krajiny) má upravovat způsob realizace a údržby těchto prvků. Novela zákona o lesích bude vymezovat povinnost vlastníků lesní půdy budovat a udržovat prvky ÚSES atd.

Jakkoli toto vše představuje dalekosáhlé změny předpokladů, stačí to ve svém úhrnu pouze na vytvoření prostoru pro rozvoj místních iniciativ, které nejsou zastupitelné činností žádného úřadu. Vlastní poslání celého ÚSES se totiž naplňuje stabilizačním působením skladebných prvků (tzv. biocenter, biokoridorů a interakčních prvků) až na lokální úrovni. Proto má lokální úroveň samosprávné obce v celém systému z funkčního hlediska rozhodující postavení. Skladebnými prvky lokálního ÚSES jsou obvykle výnosové lesy s přirozenou dřevinnou skladbou, polokulturní louky, břehové porosty, polointenzivní rybníky, aleje a stromořadí, tedy prvky s vysloveně polyfunkčním posláním. Často bývají na plochách hospodářsky obtížně využitelných (např. postagrární lada s charakterem dočasně neobdělávané půdy nebo ochranné lesy na extrémních stanovištích).

Vzhledem k požadované polyfunkčnosti musí tvorba lokálních ÚSES vycházet z předpokladů dalšího rozvoje všech funkcí konkrétního území. Pouze za splnění tohoto předpokladu mohou být lokální ÚSES úspěšně projektovány sektorově v rámci zemědělských pozemkových úprav a lesních hospodářských plánů, a to v mapovém měřítku 1:10 000.

Zde je však třeba uvést jednu výhradu: Výlučně na lokální úrovni nelze sebedrobnějším zpracováním stanovit význam jednotlivých skladebných prvků, a tedy ani pravidla jejich využívání. Jedním z nezbytných předpokladů toho, aby vlastní poslání lokálních ÚSES mohlo být trvale naplňováno, je postačující zásoba volně žijících organismů daného regionu. Takovou genetickou zásobárnu mohou být jen přirozené ekosystémy, vyvíjející se spontánně podle přírodních zákonitostí tak, aby byly schopné dosycovat volně žijícími organismy ÚSES lokálního významu. Součástí lokálního ÚSES proto musí být všechny skladebné prvky ÚSES „vyššího“, tj. regionálního a nadregionálního významu, a to jako jejich výchozí body a opěrné linie. I když dosažení plné funkční způsoblosti celého ÚSES, zejména plné využití jeho cílových ekostabilizačních efektů na ostatní krajinu, bude možno očekávat až po jeho doplnění na lokální úroveň, bude nezbytné vycházet z předem stanovených nadregi-



a



b

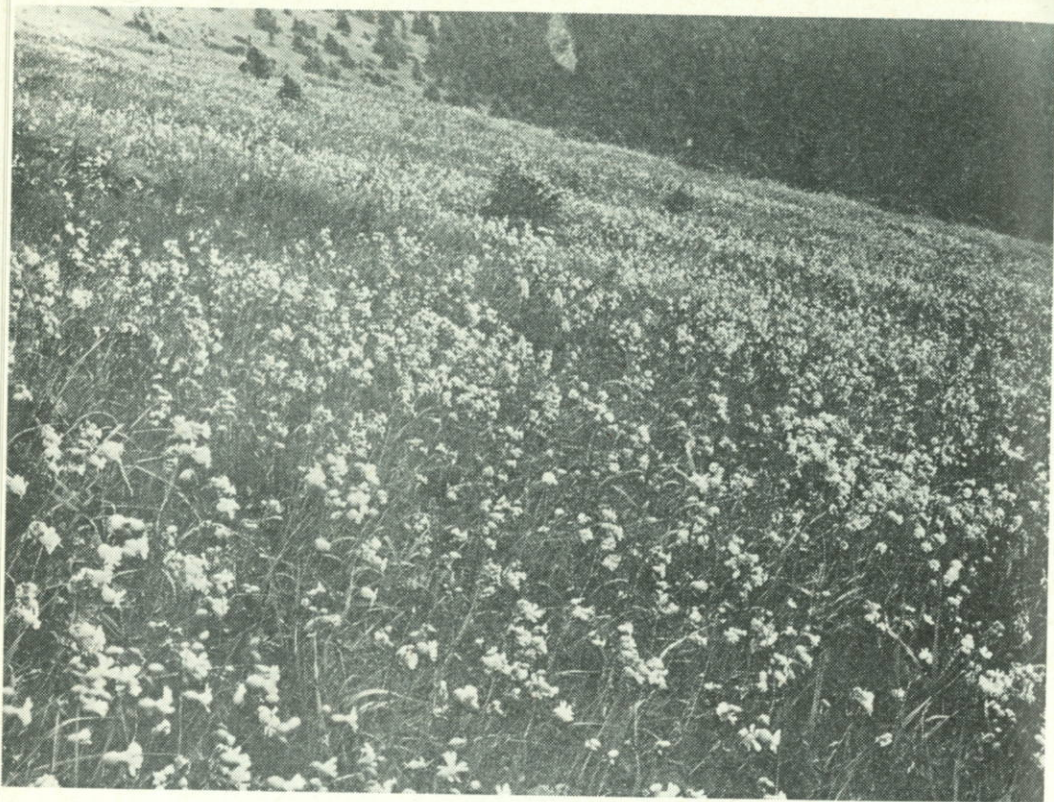
- a – V průlehu sceleného lánu byl v sedmdesátých letech pro dosažení maximální souvisle obdělávané výměry zatrubněn potůček. Omezená retardace odtoků v orné půdě ochuzované o humus vedla po jarní bouři i při nepatrném sklonu terénu k zaplavení intravilánu v sousedství.
- b – Souvislá vrstva splavené ornice pokryla centrální část městečka Ivančice u Brna (okres Brno-venkov) – příklad společensky závažného důsledku těžce narušené ekologické stability. Foto Jarmila Kocourková

onálních a regionálních rámců s vysokou úrovní právního zabezpečení.

Jestliže u regionálních ÚSES ještě převládá preventivní ochranná funkce, pak navazující návrhy lokálních ÚSES mají velmi blízko k realizaci a aktivní tvorbě. Potřeba ekologické stabilizace krajiny začíná být na lokální úrovni stále více pocítována jako nutnost a nové krajinné prvky jsou nejen projektovány, ale začínají být i vytvářeny. Bude ovšem velmi záležet na legislativních a ekonomických podmínkách zabezpečovaných pro navrhování, vytvá-

ření a péči o ekologicky významné části krajiny centrálními orgány v souladu s procesem privatizace pozemkové držby.

Tak se vzdálená vize začátku osmdesátých let – tvorba nových krajinných prvků ekologické stability v uceleném systému, skutečná meliorace krajiny a našeho společného domova namísto tzv. meliorací izolovaných pozemků – může stát v nových společenských podmínkách realitou nejbližších desetiletí.



Přirozené květnaté louky pod Vysokou holí v Jeseníkách. Státní přírodní rezervace Velká Kotlina

Foto Rudolf Janda

ÚKOLEM NAŠÍ DOBY JE PODŘÍDIT ROZUM VITALITĚ, STANOVIT MU MÍSTO V RÁMCI BIOLOGICKÉ SFÉRY, PODROBIT HO SPONTÁNNÍMU ŽIVOTU. ZA PÁR LET BUDE LIDEM PŘIPADAT ABSURDNÍ, ŽE SE KDYSI CHTĚLO PO ŽIVOTU, ABY SLOUŽIL KULTUŘE. POSLÁNÍM NOVÉ DOBY JE ZMĚNIT TENTO VZTAH A UKÁZAT, ŽE KULTURA, ROZUM, UMĚNÍ A ETIKA MAJÍ SLOUŽIT ŽIVOTU.

ORTEGA Y GASSET 1914

11/ EKOLOGICKÁ SÍŤ V KRAJINĚ

11.1. HARMONICKÁ KULTURNÍ KRAJINA

Harmonická kulturní krajina je taková, v níž jsou v souladu přírodní krajinné složky se složkami vytvořenými resp. změněnými do různé míry člověkem. V harmonické kulturní krajině jsou plochy destabilizovaných ekosystémů (pole, intenzivní louky a pastviny, hospodářské lesy a sídla) vyváženy plochami ekologicky stabilnějšími přirozenými a přírodě blízkými ekosystémy (lesy s přirozenou dřevinnou skladbou, mokřady, přirozená travinná společenstva, vodní plochy a toky s přirozenými pobřežními společenstvy apod.). Taková krajina je dobrým domovem nejen lidí, ale i rostlin a živočichů, žijících v rozmanitých společenstvech propojených složitou sítí vzájemných vazeb a vztahů. Antropogenní vlivy v harmonické kulturní krajině nesmí překročit únosnou mez, jinak by přestala být nejen úživnou, ale i psychicky libou. Měla by proto být obhospodařována jako "kompromisní zóna" (viz str. 149 a dále).

Neexistuje žádný vzorec, který by umožnil jednoduše naplánovat, jak má vypadat harmonická krajina v různých oblastech České republiky. Naše krajina je velmi různorodá, vyznačuje se jak odlišností

přírodních podmínek, tak i historickým vývojem kultivace. Jiná je harmonická krajina úpatí velmi teplého bradlového pásma Pavlovských vrchů na jižní Moravě, kde se střídají druhově neobyčejně bohatá lesostepní lada, vinice, meruňkové a broskvové sady, rozčleněné sítí liniových společenstev teplomilných křovin. Jiná je harmonická krajina Třeboňské pánve, utvářená soustavou rybníků a náhonů s přirozenými pobřežními společenstvy, s ostrůvky přirozených rašeliništních společenstev s borovicí blatkou, s rozlehlými porosty třeboňské borovice na písčitéch sedimentech a s rozlehlými loukami v nivách. Harmonická kulturní krajina u Synalova na Českomoravské vrchovině se zase vyznačuje častým výskytem svérázných forem reliéfu (skalní hradby, mrazové sruby, sutě, balvanové proudy, nebezpečné kamenné zidky), zbytky přirozených listnatých lesních porostů s převahou buku a javorů, pastvinnými ladi s vřesem, rozlehlými vysokokmennými sady s převahou třešní, jabloní a švestek, zbytky alejí třešní a jeřábu ptačího podél polních cest. Kromě lesních pramenišť je zde i rybníček a zbytek náhonu s mokřadní a vodní biotou.



Harmonická kulturní krajina Českého středohoří - pohled z Oblíku směrem na východ. Foto Igor Michal

Harmonické kulturní krajiny jsou rozmanité nejen co do svých přírodních daností, ale také co do tradičních výtvarů lidské kultury (drobná sídla v krajině, rybníky, mlýny, boží muka na polních rozcestích, kapličky, sady a vinice), které jsou jejich organickou součástí. Proto je ochrana harmonické kulturní krajiny simultánní ochranou biologické i kulturní diversity.

Chceme-li, aby krajina byla harmonická, musíme především zajistit nezbytný podíl stabilizačních skladebných prvků a jejich optimální rozložení. Nejprve půjde o zachování stávajících přírodních i antropogenně podmíněných stabilizačních krajinných prvků. Zatímco zachování přírodních stabilizačních prvků je podmíněno zvláště jejich ochranou před rušivými vnějšími vlivy, o antropogenně podmíněné stabilizační prvky je nutno soustavně pečovat.

Soustavu stávajících stabilizačních prvků nazýváme "kostrou ekologické stability krajiny" (str. 222). Velmi často je stabilizačních prvků v krajině nedostatek. Proto vznikla koncepce vytváření územních systémů ekologické stability krajiny jako ucelené sítě

vzájemně propojených součástí, které vytvářejí alespoň minimální prostorové podmínky pro zachování biologické rozmanitosti krajiny. Biologická rozmanitost (biodiverzita) znamená variabilitu všech žijících organismů, včetně ekosystémů a ekologických komplexů, jejichž jsou součástí. Ekologickou síť v krajině tvoří všechny existující i navrhované relativně stabilní části, které přispívají k zachování její biologické rozmanitosti.

Vymezování, navrhování a tvorba ekologické sítě v krajině jakožto soustavy relativně ekologicky stabilních a stabilizujících společenstev nejsou jednoduché. Potřebujeme k tomu soubor krajinně ekologických podkladů, které dávají co nejpodrobnější představu o přírodním i současném stavu ekosystémů v krajině. Jednou z metod, která umožňuje tyto informace získat a vyhodnotit, je metoda biogeografické diferenciace krajiny v geobiocenologickém pojetí. Právě tato metoda se stala základem pro vymezování kostry ekologické stability a navrhování územních systémů ekologické stability krajiny.

11.2. DIFERENCIACE KRAJINY V GEOBIOCENOLOGICKÉM POJETÍ

Biogeografická diferenciace krajiny v geobiocenologickém pojetí vychází z teorie typu geobiocenu (Zlatník 1973, zde str. 209). Typ geobiocenu je soubor geobiocenózy přírodní a všech geobiocenóz, které od ní pocházejí včetně jejich vývojových stadií, jaké se mohou vyskytovat v segmentu určitých trvalých ekologických podmínek (viz obr. 46, kap. 9.4.). Metodický postup diferenciace krajiny sestává z několika na sebe navazujících operací (Buček, Lacina 1981):

- diferenciace přírodního (potenciálního) stavu geobiocenóz v krajině
- diferenciace současného stavu geobiocenóz v krajině
- kategorizace geobiocenóz podle intenzity antropogenního ovlivnění a podle stupně ekologické stability
- hodnocení funkčního významu společenstev v krajině
- diferenciace z hlediska ochrany a tvorby krajiny.

11.2.1. Diferenciace přírodního (potenciálního) stavu geobiocenóz v krajině

Přírodní stav geobiocenóz v krajině je takový myšlený stav, jaký by nastal v současných ekologických podmínkách při vyloučení zásahů člověka. Přírodní stav geobiocenóz je jediným přírodovědecky objektivním východiskem a vztahnou základnou pro hodnocení již uskutečněných a budoucích (záměrných i samovolných) změn bioty v krajině.

Prvním úkolem diferenciace přírodního stavu krajiny je typizace geobiocenóz. Základními jednotkami této typizace jsou skupiny typů geobiocenů, do

nichž jsou sdružovány typy geobiocenů s podobnými ekologickými podmínkami, zjišťovanými pomocí biotické rostlinnými společenstvy. Skupiny typů geobiocenů jsou označovány názvy hlavních dřevin původních lesních geobiocenóz. Nadstavbovými jednotkami geobiocenologické typizace jsou vegetační stupně a ekologické řady. Vegetační stupňovitost vyjadřuje souvislost sledu rozdílů vegetace se sledem rozdílů výškového a expozičního klimatu (str. 83 a dále). Ekologické řady vyjadřují podmínky vegetace dané

obsahem živin a aciditou půd (trofické řady, str. 100 a dále) a dynamikou vlhkostního režimu půd (hydrické řady). Dlouhodobý geobiocenologický výzkum umožnil vypracování návrhu soustavy geobiocenů, v níž jsou jednotlivé skupiny zařazeny do vegetačních stupňů a trofických a hydrických řad (Zlatník 1976). Tato soustava je základem pro hodnocení a kartografické znázornění přírodního stavu geobiocenóz.

Na území Československa rozlišil profesor Alois Zlatník 9 vegetačních stupňů, nazvaných podle hlavních dřevin přírodních lesů - 1. dubový, 2. bukodubový, 3. dubobukový, 4. bukový resp. dubojehličnatý (v pánvích a kotlinách), 5. jedlobukový, 6. smrkjedlobukový, 7. smrkový, 8. klečový a 9. subalpínský a alpský. Vegetační stupně jsou seřazeny od nejteplejších nížin až po klimaticky drsné polohy velehor (viz str. 84). Trofické řady vyjadřují rozdíly v minerální bohatosti a kyselosti půd. Základní trofické řady jsou 4: řada A - chudá a kyselá, B - středně bohatá, C - obohacená dusíkem a D - živinami bohatá na bázeických horninách (vápence, hadce, vápnité pískovce, spraše aj.).

Hydrické řady vystihují rozdíly ve vlhkostním režimu půd. Rozlišujeme hydrickou řadu suchou, omezenou, normální, zamokřenou a trvale mokrou.

Ve Zlatníkově pojetí bylo na území Československa vymezeno více než 200 skupin typů geobiocenů, daných rámci určitého vegetačního stupně a určité trofické a hydrické řady. Představa o jejich rozložení v krajině je srovnávací základnou pro vyhodnocení trvalých ekologických podmínek a slouží i jako základ pro posouzení změn, které se v krajině udály vlivem lidské činnosti. Pro konstrukci map přírodního stavu ekosystémů v krajině jsou používány výsledky stanovištního průzkumu lesů a komplexního průzkumu zemědělských půd, zpracované v podrobných měřítcích pro celé území Čech, Moravy i Slovenska (viz str. 206).

Výsledkem diferenciace přírodního (potenciálního) stavu geobiocenóz je mapa, která představuje mozaiku geobiocenóz sdružených na základě homogennosti vlastností ekotopu. První etapou metodického postupu hodnocení přírodního stavu geobiocenóz je terénní průzkum, zaměřený na zjištění rozmanitosti typů geobiocenóz zkoumaného území. V rámci průzkumu je založena síť geobiocenologických ploch, především v segmentech přírodních a přirozených geobiocenóz. Na těchto plochách jsou pořizovány geobiocenologické zápisy, obsahu-

jící základní charakteristiku ekotopu (reliéf, klima, půdní poměry) a bioty, především vegetační složky. Geobiocenologické zápisy ze segmentů přírodních a přirozených geobiocenóz je nezbytné doplnit o zápisy z geobiocenóz výrazněji ovlivněných hospodářskou činností člověka (lesy se změněnou dřevinnou skladbou, trvalé travní porosty aj.), aby bylo možno tyto segmenty geobiocenóz a geobiocenoidů zařadit do vytyčených skupin typů geobiocenů.

Ve druhé etapě jsou geobiocenologické zápisy vyhodnoceny, zařazeny do soustavy skupin typů geobiocenů ve vegetačních stupních a ekologických řadách a je možno přistoupit ke zpracování charakteristik geobiocenů na zkoumaném území. Tyto charakteristiky musí vystihovat základní vlastnosti ekotopu (souboru ekologických podmínek, str. 41) a přírodního i současného stavu bioty.

Po zpracování geobiocenologické typizace, která vystihuje rozmanitost geobiocenóz sdružených na základě homogennosti vlastností ekotopu, lze přistoupit ke konstrukci mapy přírodních (potenciálních) geobiocenóz, která představuje model jejich mozaiky v krajině. Při konstrukci těchto map dochází k biogeografické syntéze a interpretaci výsledků specializovaných průzkumů přírodních podmínek v zemědělství (komplexní průzkumy půd) a v lesním hospodářství (lesnické typologické mapy). Biogeografické mapy přírodního (potenciálního) stavu jsou již zpracovány pro území bývalého Československa 1 : 1 000 000 (Raušer, Zlatník 1966) a pro ČR v měřítku 1 : 500 000 a 1 : 200 000 (v autorských originálech). Do ekologické banky dat informačního systému o území Terplanu Praha byl začleněn registr biogeografie. Každé katastrální území ČR je charakterizováno číselným kódem, vyjadřujícím příslušnost do vegetačních stupňů a trofických a hydrických řad. Vytvoření registru biogeografie umožňuje automatizované počítačové zpracování dat o potenciálním i současném stavu geobiocenóz a jejich srovnání s dalšími charakteristikami území.



Skladebné prvky ekologickej siete sa obvykle zachovávajú na lokalitách obtížne obhospodarovateľných. Suťový les nad Oslavou v jádrovej časti biocentra nadregionálneho významu. Foto Jarmila Kocourková

11.2.2. Diferenciace současného stavu geobiocenóz v krajině

Současný stav geobiocenóz v krajině posuzujeme podle současného stavu jejich vegetační složky. Při typizaci současného stavu vegetace bereme v úvahu rozdíly ve struktuře a druhovém složení, v základních funkčních a ekologických vlastnostech a různý druh a intenzitu antropických vlivů. Vzhledem k tomu, že aktuální stav vegetace v krajině se v současné době pod vlivem hospodářské činnosti rychle mění, je výstižné zhodnocení tohoto stavu obtížným úkolem. Je třeba využívat takové metody, které umožňují proměnlivý stav aktuální vegetace zachytit a vyhodnotit s odpovídající rychlostí.

Charakteristika současného stavu vegetace na základě rozboru údajů o využití půdního fondu v

katastrech obcí nemůže pochopitelně nahradit hlubší kvalitativní rozbor. Tato metoda je ovšem vzhledem ke snadné dostupnosti každoročně aktualizovaných údajů a vzhledem k možnosti využití automatizace výpočtů i kartografického zpracování velmi vhodná pro orientační kvantitativní posouzení současného stavu vegetace rozsáhlejšího území. Umožňuje zjistit základní regionální rozdíly ve stavu vegetace v krajině, posoudit jejich závislost na geografických podmínkách a rámcově zhodnotit intenzitu vlivů hospodářské činnosti. Vhodná interpretace získaných údajů umožňuje rámcově kvantitativní posouzení regionálních rozdílů v současném stavu vegetace z hlediska stability krajiny. Tato interpreta-

ce je prováděna pomocí souboru ukazatelů, vypracovaného pro podmínky ČR.

Pro hlubší rozbor současného stavu vegetace je nezbytná detailnější typizace, provedená na základě vyhodnocení rozdílů ve struktuře a druhovém složení vegetace v rámci hlavních vegetačních formací. Lesní porosty členíme podle dřevinné skladby, trvalé travní porosty podle druhového složení ve vztahu k ekologickým podmínkám, geobiocenoidy orných půd podle velikosti souvislých ploch, vegetaci sídel podle podílu zastavěných ploch a ploch zaujatých vegetací s přihlédnutím ke struktuře a charakteru zástavby. Zvláštní pozornost je třeba věnovat společenstvům ekotonového charakteru (břehové porosty, společenstva agrárních valů, rozptýlená dřevinná vegetace), jejichž existence není zachycena v údajích o využití půdního fondu v katastrech obcí.

Na typizaci lze navázat konstrukcí mapy současného stavu vegetační složky geobiocenóz. Tato mapa znázorňuje současné využití ekotopů v podmínkách kulturní krajiny. Konstrukce této mapy tradičními metodami je velmi pracná, takže bylo dosud možné ji zpracovat obvykle jen pro menší území. Je proto třeba hledat a využívat moderní metody dálkového průzkumu Země tak, aby mapy současného stavu geobiocenóz mohly být neustále aktualizovány ve stejných měřítcích jako mapy přírodních (potenciálních) geobiocenóz.

Pro vymezení lokální kostry ekologické stability krajiny je nezbytné zpracovat mapu současného stavu biocenóz v podrobném měřítku, nejlépe v měřítku 1 : 10 000. Příklad klasifikace mapovacích jednotek mapy současného stavu biocenóz je v následující tabulce:

TYPY AKTUÁLNÍ VEGETACE			
typ formace aktuální vegetace	klasifikace	význam pro ekologickou stabilitu	zpřesňující charakteristika
pole	orná půda	1	intenzivně využívané a každoročně orané zemědělské pozemky
vinice	a – maloplošné	2	vinice na úzkých terasách, zatravněné vinice
louky a pastviny	b – velkoplošné	1	vinice na orné půdě včetně drobné držby
	a – přírodní	5	subalpínská, vysokohorská luční společenstva
	b – přirozená	4	extenzivní, s přirozeně rostoucími druhy, s chráněnými či významnými rostlinami, často charakteru neobdělávaných lad s významným podílem přirozeně rostoucích druhů
sady	c – polokulturní	3	intenzivní louky a pastviny, travníky
	d – kulturní	2	zatravněné sady v drobné držbě či na úzkých terasách
	a – maloplošné	3	zatravněné intenzivní sady
	b – velkoplošné	2	intenzivní sady na orné půdě
zahrady	c – velkoplošné	1	drobná držba s doprovodnou vegetací
	a – maloplošné	3	intenzivní držba s chatami a zahradními domky
lada	b – zahrádkářské kolonie	2	postagrární stepní lada, opuštěné lomy, pískovny, hliníky s přirozeně rostoucími druhy rostlin a živočichů
	a – přirozená	4	

pokračování

dokončení

TYPY AKTUÁLNÍ VEGETACE			
typ formace aktuální vegetace	klasifikace	význam pro ekologickou stabilitu	zpřesňující charakteristika
mokřady	b – přírodě blízká	3	postagrární lada, opuštěné lomy, pískovny, hliníky, s podílem rumištních a plevelných druhů
	c – ruderální zachovalé	2 5	s převahou rumištních a plevelných druhů mokřady všeho druhu, včetně prameništích společenstev
vodní plochy toky	a – přírodní	5	s přirozeným dnem a břehy a s plně vyvinutými a stabilizovanými vodními a pobřežními společenstvy
	b – přirozené, přírodě blízké	4	s úpravou břehů a dna, přírodě blízkou, s vyvinutými vodními a pobřežními společenstvy
	c – upravené	3	s opevněním břehů, nebo trvale narušovanými břehovými společenstvy, mírně narušenými společenstvy vlivem stabilně snížené čistoty vody
	d – umělé I.	2	s nepropustným opevněním břehů i dna a s narušenými společenstvy, s vodou středně znečištěnou
	e – umělé II.	1	zaklenuté vodní toky, vodní toky silně znečištěné s degradovanými společenstvy či bez života
skály	a – přirozená společenstva	5	
	b – narušená	3	
liniová společenstva	a – přirozená	4	s původními druhy bez plevelných a rumištních druhů s malým podílem plevelných a rumištních druhů
	b – přírodě blízká	3	s převahou plevelných a rumištních druhů
lesy	c – ruderální	2	s převahou plevelných a rumištních druhů
	a – přírodní a přirozené	5	porosty s přirozenou a přírodě blízkou dřevinnou skladbou (např. doubravy, bučiny, smíšené listnaté porosty)
	b – polokulturní	4	smíšené porosty původních a nepůvodních dřevin, (např. borové porosty s dubem, smrkové porosty s bukem aj.)
	c – kulturní	3	monokultury stanovištně nepůvodní (např. smrčiny, akátiny, bory aj.) (viz str.215)

Význam pro ekologickou stabilitu:

1 - velmi malý, 2 - malý, 3 - střední, 4 - velký, 5 - výjimečně velký.

11.2.3. Kategorizace geobiocenóz podle intenzity antropogenního ovlivnění a podle stupně ekologické stability

Na základě srovnání přírodního a současného stavu geobiocenóz, zejména pomocí bioindikace stavem vegetace, můžeme určit intenzitu antropogenního ovlivnění i relativní stupeň ekologické stability.

Pro kategorizaci intenzity antropogenního ovlivnění jsou používány různé hodnotící stupnice (viz kap. 9.4.1.), vyjadřující míru odchýlení aktuálních společenstev od přírodního stavu. Typy současné vegetace jsou do jednotlivých kategorií zařazovány podle charakteru a intenzity změn jak vegetace, tak i jejího abiotického prostředí (viz obr. 46). Chceme-li charakterizovat stupeň antropogenního ovlivnění určitého většího území, je účelné využít koeficientu antropogenního ovlivnění vegetace. Tento koeficient vyjadřuje poměr přírodních až přírodě blízkých biocenóz k geobiocenózám přírodě vzdáleným až umělým (Lacina 1986).

$$K_{av} = \frac{I + II + III}{IV + V + VI}$$

Hodnoty tohoto koeficientu lze rozčlenit do pětičlenné stupnice, přičemž za hraniční (průměrnou) hodnotu nutno považovat hodnotu 1,00, neboť znamená vyrovnaný poměr přírodních a kulturních geobiocenóz. Jednotlivé stupně označují antropogenní ovlivnění vegetace: 1 velmi silné (do 0,40), 2 silné (0,41-0,80), 3 průměrné (0,81-1,20), 4 slabé (1,21-2,00) a 5 velmi slabé (nad 2,00).

Hodnoty koeficientu antropogenního ovlivnění vegetace, vypočtené pro určitá území a znázorněné kartogramem, umožňují učinit si představu o diferencovaném ovlivnění vegetace v krajině a rámcově indikují antropogenní ovlivnění celé krajiny.

Různým typům aktuální vegetace lze přisoudit nejen určitý stupeň intenzity antropogenní přeměny, ale i určitou relativní hodnotu ekologické stability. Rámcově lze říci, že míra ekologické stability je nepřímo úměrná intenzitě antropogenního ovlivnění krajiny. Pro diferenciaci významu typů současné vegetace z hlediska ekologické stability lze použít jednoduché hodnocení, vycházející z relativního posouzení ekologické stability (lokální stabilita v pojetí Rejmánka 1976 - viz str. 162).

Při navrhování územních systémů ekologické stability se pro hodnocení významu současné vegetace používá šestičlenná stupnice (0-bez významu, 1-velmi malý význam, 2-malý význam, 3-střední význam, 4-velký význam, 5-výjimečně velký význam, viz str. 215 a (5) a (6)). Bez významu jsou např. zastavěné plochy a komunikace s asfaltovým nebo betonovým povrchem. Velmi malý význam mají např. pole, chmelnice, umělé vodní plochy a toky s nepropustným opevněním břehů i dna. Malým významem pro ekologickou stabilitu krajiny se vyznačují např. velkoplošné intenzivní sady a vinice, intenzivní kulturní louky a pastviny, ruderální společenstva. Střední význam mají např. maloplošné sady, zahrady a vinice, polokulturní louky, stanovištně nevhodné lesní monokultury, parky, přírodě blízká lada s podílem ruderálních druhů. Mezi společenstva s velkým významem pro ekologickou stabilitu krajiny patří např. louky s převahou přirozeně rostoucích druhů, lesy s přírodě blízkou dřevinnou skladbou, přírodě blízké vodní ekosystémy. Výjimečně velký význam mají především přirozené a přírodní lesy, přírodní travinná společenstva, mokřady, rašeliniště, vodní toky a plochy s přirozeným dnem i břehy a s charakteristickými vodními a pobřežními společenstvy, a také přirozená skalní společenstva.

11.2.4. Hodnocení funkčních možností a funkčního významu v rámci skupin typů geobiocenů

Vzhledem k tomu, že pro optimalizaci stavu životního prostředí je nutno racionálně využívat různé funkce krajiny, je hodnocení možností jejich

využití v rámci skupin typů geobiocenů jedním z cílů biogeografické diferenciacie krajiny. Hodnotíme zde funkční potenciál, který vyjadřuje maximální možné

uplatnění jednotlivých funkcí za optimálních podmínek. V jednotlivých typech současné vegetace v rámci skupin typů geobiocenů hodnotíme její funkční význam, který vyjadřuje možnost skutečného uplatnění funkcí v podmínkách existujících typů současné vegetace.

Hodnotíme následující funkce:

- produkční - na základě výnosů zemědělských plodin na zemědělských půdách a přírůstu dřevní hmoty v lesních porostech
- vodohospodářskou - kvalitativní význam (vyrovnání odtokových extrémů) s přihlédnutím k významu kvalitativnímu (zvýšení odtoku) a specifickému významu některých typů aktuální vegetace (ochrana pramenišť, ochrana vodních toků)
- půdoochrannou - význam jednotlivých typů vegetace pro omezení potenciální eroze půd
- rekreační - podle stupňů atraktivity, přístupnosti a průchodnosti se zvláštním zřetelem na odolnost proti sešlapávání
- genofondovou - z hlediska významu pro zachování biodiverzity krajiny, zejména vzácných a ohrožených druhů organismů.

Hodnocení funkcí je obvykle prováděno pomocí relativní stupnice odhadem. Je to při současném stavu znalostí nejjednodušší způsob, jak vzájemně srovnat význam všech různých funkcí, neboť jsou kvantifikovatelné v různých jednotkách. Některé funkce lze exaktně kvantifikovat dosud jen obtížně.

11.2.5. Diferenciace z hlediska ochrany a tvorby krajiny

Především operace metodického postupu biogeografické diferenciace vyúsťují v návrh prostorové diferenciace krajiny z hlediska potřeb její ochrany a tvorby. Na základě diferenciace přírodního a současného stavu geobiocenů a následujícího funkčního hodnocení jsou specifikovány nejdůležitější typy geobiocenů, vyžadující zvýšenou péči a ochranu.

Pomocí vyhodnocení mozaiky geobiocenů lze krajinu rozčlenit do čtyř základních kategorií:

- části krajiny vyžadující pro zachovalost a jedinečnost přírodních, přirozených a přírodě blízkých geobiocenů přísnou ochranu
- části krajiny, v nichž současný způsob a intenzita hospodářského využití jsou adekvátní přírodním podmínkám a poskytují záruku trvalosti využití

I relativní stupnice však umožňuje racionální jednoznačnou diferenciaci možností uplatnění jednotlivých funkcí v rámci různých ekologických podmínek a konkrétních segmentů typů aktuální vegetace.

Funkce hodnotíme šestičlennou stupnicí, v níž jednotlivé stupně označují funkční potenciál resp. význam:

0 - žádný, 1 - velmi nízký, 2 - nízký, 3 - průměrný, 4 - vysoký, 5 - velmi vysoký.

Na základě tohoto zhodnocení lze vymezit podle převažujících funkcí funkční typy. Rozlišujeme potenciální funkční typ, vztahený k rámci ekologických podmínek skupiny geobiocenů, a aktuální funkční typ, vztahující se ke konkrétnímu typu aktuální vegetace. Jejich porovnání v rámci skupiny typů geobiocenů umožňuje si učinit jasnou představu o vhodnosti či nevhodnosti aktuálního využití segmentu krajiny a vytypovat případné největší disproporce v tomto využití (disproporční funkční typy s naléhavou změnou způsobu využívání).

Příklad hodnocení funkčního potenciálu a funkčního významu je uveden na obr. 48. Podle převažujících funkcí můžeme např. skupinu typů geobiocenů *Saliceta fragilis* (vrby vrby křehké), zaujímající nivu meandrující řeky, zařadit do potenciálního funkčního typu genofondové - vodohospodářského. Disproporčním funkčním typem aktuální vegetace by byla v této skupině typů geobiocenů pole, vhodnými typy využití jsou olšové a vrbové porosty a louky s vlhkomilnými druhy.

produkčních i mimoprodukčních funkcí bez narušení životního prostředí

c) části krajiny vyžadující zvýšenou péči a ochranu v důsledku výjimečného významu mimoprodukčních funkcí geobiocenů

d) části krajiny, v nichž současný způsob a intenzita hospodářského využití neodpovídají přírodním podmínkám, vedou k narušení životního prostředí, takže je nezbytné prosazovat aktivní zásahy pro zlepšení současného stavu (disproporční funkční typy).

Na toto základní členění stavu krajiny z hlediska její ochrany a tvorby navazuje vymezení a charakteristika ekologicky významných segmentů krajiny, tvořících kostru ekologické stability.

11.3. EKOLOGICKY VÝZNAMNÉ SEGMENTY KRAJINY

Jako segmenty krajiny označujeme jednoznačně vymezené a ohraničené krajinné prostory různé velikosti, které se svým charakterem výrazně odlišují od okolních krajinných prostorů. Pro územní zabezpečení ekologické stability krajiny mají základní význam ekologicky významné segmenty. Jsou to ty části krajiny, které jsou tvořeny nebo v nichž převažují ekosystémy s relativně vyšší ekologickou stabilitou. Vyznačují se trvalostí bioty a ekologickými podmínkami umožňujícími existenci druhů přirozeného genofundu krajiny. Mezi ekologicky významné segmenty krajiny můžeme zařadit např. zbytek bukového lesa uprostřed smrkových monokultur, listnatý remízek uprostřed polí, druhově bohaté mokřadní společenstvo v agrární krajině, břehový porost lemuující potok, rybník s přirozeným pobřežním společenstvem, ale i opuštěný lom přirozeně zarůstající vegetací, starý vysokokmenný zatravněný sad s hnízdními a potravními možnostmi pro ptáky, keřová a stromová liniová společenstva na mezích a kamelech.

Ekologicky významné segmenty krajiny se podle prostorové struktury kritérií (velikost a tvar, stupeň stejnorodosti ekologických podmínek a současný stav biocenózy) dělí na:

- ekologicky významné krajinné prvky
- ekologicky významné krajinné celky
- ekologicky významné krajinné oblasti
- ekologicky významná liniová společenstva

Podle převažující funkce rozlišujeme ekologicky významné segmenty na:

- biocentra
- biokoridory
- ochranné zóny biocenter a biokoridorů
- interakční prvky

Podle biogeografického významu (stupeň biologické rozmanitosti, reprezentativnost a unikátnost společenstev, výskyt vzácných a ohrožených druhů a společenstev) rozlišujeme ekologicky významné segmenty krajiny s významem:

- lokálním
- regionálním
- nadregionálním
- provinciálním
- biosférickým

Ekologicky významný krajinný prvek je malé území (obvykle od 1 aru do 10 ha) se stejnorodými ekologickými podmínkami, zahrnující obvykle jen jeden typ společenstva. K prvkům řadíme např. zbytek listnatého porostu uprostřed jehličnatých monokultur, mokřadní louku s prameništěm uprostřed kulturních luk a polí, malý rybník s pobřežními společenstvy, izolovanou skálu s přirozenou vegetací, skupinu stromů ba i izolovaný mohutný soliterní strom v bezlesé zemědělské krajině.

Ekologicky významný krajinný celek je plošně rozsáhlejší území (obvykle od 10 až do 1000 ha), kde rozmanité ekologické podmínky umožňují existenci více typů společenstev. Charakteristickými celky jsou např. zaříznutá údolí horních a středních toků řek s lesními, skalními a mokřadními společenstvy. V rámci celku můžeme vymezovat celou řadu ekologicky významných prvků. Je to účelné zvláště tehdy, odlišují-li se jednotlivé prvky způsobem a žádoucí intenzitou péče a ochrany.

Ekologicky významná krajinná oblast je rozlehlejší území (zpravidla více než 1000 ha) vyznačující se rozmanitostí ekologických podmínek i rozmanitostí společenstev, mezi nimiž mají velký podíl ekologicky stabilní společenstva přirozená a přírodě blízká. Mezi ekologicky významné oblasti patří nejen větší na chráněných krajinných oblastech, ale i řada dalších rozlehlých území s převahou lesů s přirozenou dřevinnou skladbou a druhově bohatých lučních společenstev. Velký význam mají rybníční oblasti s typickou mozaikou vodních, mokřadních i suchozemských společenstev. V rámci oblasti je vždy účelné vymezovat menší území s výrazně odlišnými společenstvy jako ekologicky významné krajinné prvky resp. celky.

Ekologicky významná liniová společenstva jsou specifickou formací kulturní krajiny; mají úzký protáhlý tvar a je pro ně charakteristická převaha přechodných okrajových biocenóz (ekotonů). Tvoří je travinno-bylinná nebo dřevinná vegetace, členící bloky polí a luk nebo lesních monokultur. Nej hustší sítí liniových společenstev v naší kulturní krajině tvoří břehové porosty, v nichž souvislé přirozené biocenózy olší, vrb a jasanu s podrostem mokřadních a vlhkomilných druhů dosahují často délky i několika kilometrů. Kratší, ale neméně významná jsou linio-

vá společenstva na zbytcích mezí, agrárních teras a kamenic. K významným liniovým společenstvům patří i aleje a stromořadí, tvořené domácími listnatými dřevinami (zvláště lípou, javorem, dubem, vzácně i bukem, v některých krajinách břízou a jeřábem). Ekologicky menší význam mají liniová společenstva tvořená cizími (introdukovanými) dřevinami (např. topolové kultivary, jírovec maďal, trnovník akát apod.).

Toto prostorově strukturní členění se používá při hodnocení současného stavu krajiny, při vymezování kostry ekologické stability. Ukázalo se, že prakticky v každém území se dají nalézt a vymezit alespoň lokálně významné krajinné prvky a liniová společenstva vyžadující a zasluhující zvýšenou péči a ochranu. Vymezené ekologicky významné krajinné prvky, celky, oblasti a liniová společenstva mají v krajině funkci biocenter, biokoridorů nebo interakčních prvků.

Biocentrum (centrum biotické diversity) je území, které svou velikostí a stavem ekologických podmínek umožňuje trvalou existenci druhů i společenstev přirozeného genofondu krajiny. Biocentra mohou být tvořena biocenózami přírodními, typickými pro určitou biogeografickou oblast, nebo biocenózami, jejichž stav a vývoj je podmíněn lidskou činností. Do první skupiny patří především zbytky lesních porostů s přirozenou dřevinnou skladbou, do druhé skupiny lokality různých typů lad, louky s převahou přirozeně rostoucích druhů a rybníky. Biocentra s biocenózami typickými pro danou biogeografickou oblast označujeme jako reprezentativní (např. jedlobukový prales v Moravskoslezských Beskydech), biocentra s výjimečnými přírodními biocenózami jako unikátní (např. rašeliniště s borovicí blatkou u Velkého Dářka v Hornosázavské pahorkatině nebo stepní lada na hadcovém amfiteátru u Mohelny v Jevišovické pahorkatině).

Biokoridory (biotické koridory) lokálního významu jsou obvykle liniová společenstva umožňující migraci organismů a propojující biocentra. Na rozdíl od biocenter nemusí biokoridory umožňovat trvalou existenci všech přirozeně se vyskytujících organismů. Biokoridory mohou být jak prostorově spojitě, tak i nespojitě. Prostorově spojitý biokoridor často až nadregionálního významu tvoří např. vodní tok lemovaný souvislými břehovými porosty, prostorově nespojitý biokoridor tvoří např. ostrůvky stepních

lad nebo remízků v polní krajině. Pro reprezentativní typy biocenóz se snažíme vytvořit síť prostorově spojitých biokoridorů. Biokoridory spojující podobná společenstva označujeme jako spojovací (např. lesní pás domácích listnatých dřevin mezi dvěma lesními komplexy s biocentry listnatého lesa). Biocentra s odlišnými typy společenstev spojují biokoridory kontaktní, fungující jen pro určité skupiny organismů (např. biocentrum smíšeného listnatého lesa na suti a biocentrum květnaté louky spojené břehovým porostem podél potoka). Na rozhodující lokální úrovni fungují nejčastěji jako biokoridory ekologicky významná liniová společenstva. Význam biokoridorů v kulturní krajině není omezen pouze na umožnění migrace organismů, jejich další rovnocennou funkcí je rozdělovat rozlehlé plochy ekologicky nestabilních antropogenně změněných ekosystémů (rozlehlých bloků polí a lesních lignikultur).

Kromě biocenter a biokoridorů jsou základními články ekologické sítě v krajině tzv. interakční prvky. Zprostředkovávají příznivé působení biocenter a biokoridorů na okolní, ekologicky méně stabilní krajinu. Vytvářejí existenční podmínky rostlinám a živočichům, kteří významně ovlivňují fungování ekosystémů kulturní krajiny. V interakčních prvcích nacházejí prostředí pro život např. opylovači kulturních rostlin a predátoři, omezující hustotu populací škůdců zemědělských i lesních kultur. Typickými interakčními prvky jsou např. ekotonová společenstva lesních okrajů, remízky, skupiny stromů, ba i solitérní stromy v polích, drobná prameniště, společenstva na mezích a kamenicích, vysokokmenné sady, parky, aleje apod. Čím hustší je síť interakčních prvků, tím účinnější je stabilizační působení územních systémů ekologické stability. Interakční prvky mají většinou menší plochu než biocentra a biokoridory, velmi často jsou prostorově izolovány. Právě likvidace společenstev s funkcí interakčních prvků způsobila, že se v naší krajině staly mnohé druhy živočichů vzácnými - např. koropty, křepelky, chřástali, čejky, že jen vzácně můžeme spatřit čmeláky, motýly, že se mnohé druhy dříve běžných obojživelníků staly kriticky ohroženými.

Všechny ekologicky významné segmenty krajiny by měly mít kompromisně využívanou ochrannou zónu. Jejím posláním je zabránit nebo co nejvíce omezit pronikání negativních antropogenních vlivů z okolí. Ochrannou zónu může tvořit např. zachytňvý příkop proti splachům chemikálií z polí,



Typický "složený" biokoridor zahrnuje břehové porosty, extenzivní zatravněné sady i skalní společenstva v říčním údolí Rokytne. Foto Igor Michal



K člověkem podmíněným ekosystémům s vysokou biodiverzitou patří rybníky. Regionální biocentrum národní přírodní rezervace Písečný rybník u Milotic. Foto Igor Michal

ochranné pásmo, v němž je zakázána letecká aplikace chemikálií, prostor, kde nejsou vysazovány nepůvodní dřeviny, aby se zabránilo jejich šíření do biocenter apod.

Stanovení biogeografického významu - od lokálního po biosférický - je důležité pro stanovení priorit péče a ochrany.

Lokální význam mají obvykle plošně méně rozlehle segmenty, často pouze s výskytem druhů a společenstev, které dosud nejsou zařazeny mezi chráněné a ohrožené a nejsou považovány za vzácné. Typickým příkladem segmentu s lokálním významem je travinno-bylinné společenstvo u Kunštátu na Českomoravské vrchovině nazvané Halasova louka. Velký básník, autor sugestivního vyznání lásky ke krajině domova, zde mohl - stejně jako dnes my - obdivovat celou škálu druhů rostlin, které jsou "mateřským znamením" této krajiny: mateřídoušku obecnou, svízel syříškový, pupavu bezlodyžnou, smolníčku obecnou, zvonek okrouhlostý i lomikámen zrnitý. Na keřích růže šípové zde dodnes sedává fuhýk obecný, pestrost bylin umožňuje život několika druhů motýlů. Za básníkovy života by jistě přírodovědci nepovažovali za nutné význam této lokality zdůrazňovat, neboť šlo o společenstva zcela běžná. Dnes, po padesáti letech, najdeme druhy, k nimž se básník vracel, pohromadě již jen na omezeném počtu míst, která proto zařazujeme mezi ekologicky významné segmenty krajiny s místním, lokálním významem. Neexistuje snad obec, na jejímž katastru není alespoň jedno lokálně ekologicky významné území. Může to být nejen květnatá louka, ale i starý jabloňový sad, opuštěný lom zarůstající stromy a keři, remízek v polích, malý zbytek doubravy nebo bučiny v borových nebo smrkových monokulturách, úsek potoka s přirozeně meandrujícím korytem lemovaným vrbami a olšemi nebo rybníček s lemem rákosu, orobince a vysokých ostřic apod.

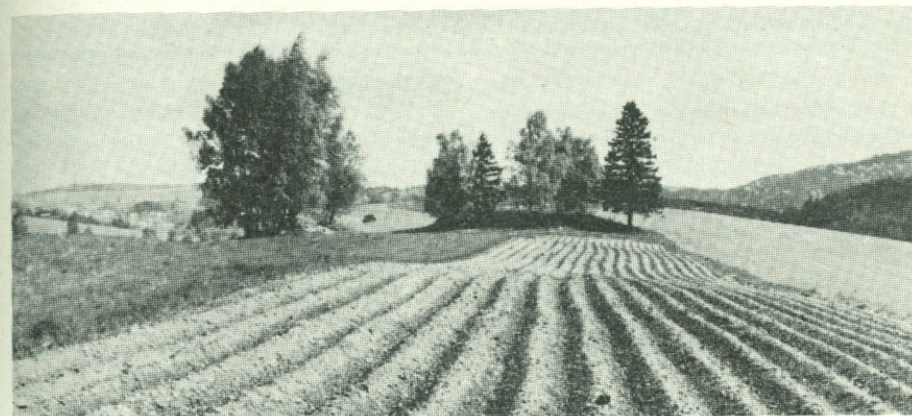
Regionální význam mají ekologicky významné segmenty krajiny, v nichž jsou zastoupena společenstva reprezentující rostlinstvo a zvířena určitého biogeografického regionu. Jedná se o plošně rozlehlejší území s minimální plochou podle typů společenstev od 10 do 50 ha. Regionální význam mají např. zbytky přirozených bučin uprostřed uměle vysazených smrkových monokultur v okolí vrcholu Sýkoře při východním kraji Českomoravské vrchoviny. Jedná se o stabilní lesní společenstva schopná při uvážlivém způsobu hospodaření přirozeně obnovy, v nichž je na buk jako vůdčí dřevinu vázána škála

rostlinných i živočišných druhů. Takovými rostlinnými druhy jsou v podrostu bučin např. kostřava nejvyšší, kyčelnice cibulkonosná a devítilistá, bukovníc kapradovitý aj., na starých kmenech se charakteristicky objevuje choroš *Fomes fomentarius*, v dutinách buků hnízdí datel černý, holub doupřík, lejsek bělokrký, typickým zástupcem hmyzu je paví oko bukové. Regionální význam samozřejmě mohou mít i segmenty krajiny s nelesními společenstvy. Typickým příkladem jsou stepní lada chráněná v rezervaci Větrníky ve Středomoravských Karpatech u Bučovic. Vyskytují se zde na severní hranici svého rozšíření teplomilné druhy rostlin i živočichů - např. hlaváček jarní, kavyly, koníček velkokvětý i vzácný "stepní běžec" katrán tatarský.

Nadregionální biogeografický význam přisuzujeme rozlehlým územím, v nichž plocha stabilních společenstev by měla dosahovat zhruba 1 000 ha. To proto, aby zde našly podmínky existence i druhy organismů náročnější na prostor. Nadregionálně významné segmenty krajiny by měly tedy zajistit podmínky existence charakteristických společenstev určitého regionu se všemi druhy přirozeně se vyskytujících rostlin a živočichů. Nadregionální územní systém ekologické stability bývalého Československa zahrnuje necelé dvě stovky nadregionálních biocenter. Ne ve všech biogeografických regionech se totiž podaří nadregionálně významné segmenty vymezit. Nadregionální význam mají především ty segmenty, jejichž jádro tvoří chráněná území s dlouhodobým přírodním vývojem. Typickým příkladem nadregionálního biocentra je Javořina v Bílých (Bielych) Karpatech, jehož jádro tvoří stejnojmenná rezervace listnatého pralesa na moravské straně pohoří.

Pouze výjimečně lze přisoudit některým územím provinciální a biosférický význam. Jedná se o území, která reprezentují bohatství naší bioty v rámci biogeografických provincií a celé planety. Jádrová území s přírodním vývojem by u těchto segmentů měla mít plochu větší než 1 000, respektive 10 000 ha. Plocha 10 000 ha přirozených společenstev zajišťuje podmínky existence i velkých ptáků a savců s největšími prostorovými nároky.

Pouze pět biocenter v ČR a SR vyhovuje svými prostorovými parametry i legislativní ochranou nárokům na provinciální biocentrum. Příznačné je, že tato biocentra s jedinou výjimkou leží při státní hranici a péče o ně se stává mezinárodní (zpravidla bilaterální) záležitostí.



Skupiny stromů na kamenicích a skalních klenbách Českomoravské vrchoviny fungují v lokálním ÚSES jako interakční prvky. Foto Igor Michal

Biocentrum biogeograficky provinc. významu	Bioregion	Legislativní zajištění	Poznámka
Prameny Úpy	Krkonoše	Krkonošský národní park	Přesah do Polska ohroženo imisemi a intenz. rekreací
Modravské slatě	Šumava	Národní park Šumava	Přesah do Bavorska
Údolí Dyje	Jevišovická pahorkatina	Národní park Podyjí	Přesah do Rakouska
Podbanské	Vysoké Tatry	Tatranský národní park	Přesah do Polska
Kysel – Prielom Hornádu	Spišsko-gemerský kras	Národní park Slovenský ráj	
Stužica	Východné Karpaty	CHKO Východné Karpaty	Přesah do Polska a na Ukrajinu

Nejnáročnější prostorové parametry biosférického biocentra splňuje pouze Javorina ve Vysokých Tatrách, kde jsou na ploše 11 589 ha chráněna přírodní lesní a vysokohorská společenstva včetně všech typických druhů velkých obratlovců. Hnízdí zde orl skalní a tetřev hlušec, žije zde populace medvěda, rysa, vlka.

Stanovení biogeografického významu je důležité jak pro stanovení prostorových parametrů navrhovaných biocenter a biokoridorů, tak i pro návrh způsobu péče a stupně ochrany. Nejhušší síť tvoří a i v budoucnu budou pochopitelně tvořit území s

místním, lokálním významem. I když bohatství druhů organismů v nich nedosahuje hodnot rozsáhlých dlouhodobě chráněných území nadregionálního významu, neznamená to, že by tato lokální území byla méně důležitá pro ekologickou stabilitu. Naopak, jejich význam pro ekologickou stabilitu krajiny a existenci harmonické kulturní krajiny je klíčový. Vždyť kousek přirozeného suťového lesa či kamenice s břizami, jeřáby, jalovcem a vřesem nebo prameniště mokřad s obojživelníky jsou z hlediska ekologické stability katastru obce stejně důležité jako rozlehlé komplexy pralesů biosférického významu pro naši planetu.

11.4. VYMEZOVÁNÍ KOSTRY EKOLOGICKÉ STABILITY

Prvním krokem vytváření ekologické sítě v krajině je vymezení kostry ekologické stability krajiny. Tvoří ji v současné době existující relativně ekologicky stabilnější segmenty krajiny.

Jsou to jakési ostrovy biologické rozmanitosti v moři současné agroindustriální krajiny. I pro ně platí základní zákonitosti biogeografické teorie ostrovů jako pro opravdové ostrovy v moři. Čím menší a čím vzdálenější jsou jednotlivé ostrovy, tím menší počet organismů zde nachází podmínky trvalé existence (viz str. 93).

Relativně ekologicky stabilní "ostrovy" v naší kulturní krajině se zachovaly obvykle tam, kde hospodářské využití bylo obtížnější, nebo v těch územích, která z různých důvodů nebylo možné hospodářsky využívat ani jinak ovlivňovat. Snahy o "zúrodnění" těchto lokalit byly nejen ekologicky škodlivé, ale i ekonomicky nesmyslné. Typickým příkladem je jeden z vrchů Dunajovických kopců na jižní Moravě, který byl v minulosti zterasován, i když zde pro zemědělské využití nejsou vhodné podmínky. Dnes se sem znovu šíří stepní druhy a zohavený kopec, nyní svým tvarem připomínající stupňovitou sumerskou pyramidu - zikkurat, se postupně znovu stává ostrovem biologické rozmanitosti v krajině jihomoravských polí a vinic.

Pro správné vymezení ekologicky významných segmentů krajiny, tvořících kostru ekologické stability, musíme mít dostatečně podrobné a aktuální informace o krajině. Východiskem pro výběr území do kostry ekologické stability je vyhodnocení trvalých ekologických podmínek a představa o přírodním (potenciálním) stavu ekosystémů.

Abychom správně vybrali ekologicky významné segmenty krajiny do kostry ekologické stability, musíme rekonstrukci přírodního stavu srovnat se stavem současným. V mapách současného stavu společenstev v krajině jsou vymezeny typy současné vegetace: lesy podle dřevinné skladby, louky a pastviny podle podílu přirozeně rostoucích druhů (přirozené, polokulturní a kulturní), různé typy lad, pole, zahrady a sady, vinice, chmelnice, mokřady a vodní plochy, a různé typy liniových společenstev (břehové porosty, aleje a stromofadí, společenstva lesních okrajů, mezí, kamenic apod.). Při mapování jsou zaznamenávány lokality významných druhů (chráněných a ohrožených) rostlin a živočichů.

Metodika mapování se postupně vyvíjí tak, aby odpovídala v Evropě používané metodice mapování biotopů (viz následující kap. 11.5.). Toto podrobné mapování v měř. 1:10 000 je časově a odborně velmi náročné, významnou pomůckou jsou dostatečně aktuální letecké snímky. V rámci ČR bylo mapování současného stavu krajiny zatím soustavně prováděno především v některých jihomoravských okresech. Jeho potřeba je vysoce aktuální, protože bez důkladného zmapování současného stavu krajiny se dostávají na tenký led i mnohé návrhy lokálních územních systémů ekologické stability.

Na základě srovnání přírodního (potenciálního) a současného stavu ekosystému v krajině vymezujeme ekologicky významné segmenty, tvořící kostru ekologické stability. V první řadě jsou vymezovány zbytky přírodních a přirozených společenstev s nejvyšší ekologickou stabilitou. Jsou to např. zbytky lesů s dřevinnou skladbou odpovídající přírodní, louky s převahou přirozeně rostoucích druhů, mokřady, různé typy lad s vysokou biologickou rozmanitostí, přirozené břehové porosty a porosty na mezích a kamenicích, rybníky s pobřežními lemy, úseky vodních toků s přirozeným korytem, přirozená společenstva skal, významné osamocené stojící (solitérní) stromy respektive skupiny stromů.

V intenzivně využívané zemědělské krajině nebo průmyslové a sídelní krajině (str. 147 a dále) je zbytků přírodě blízkých společenstev s vysokou ekologickou stabilitou zpravidla málo. Proto zde musíme uplatnit princip relativního výběru - do kostry ekologické stability zde zařazujeme i území se společenstvy z hlediska ekologické stability méně hodnotnými. Takto se součástí kostry ekologické stability může stát např. akátový lesík v bezlesé polní zemědělské krajině sloužící jako útočiště některých druhů živočichů nebo starý zatrávněný vysokokmenný sad poskytující hnízdní a potravní podmínky ptactvu. V krajině devastované průmyslem jsou součástí kostry ekologické stability i tzv. postindustriální lada - např. opuštěné lomy, haldy a výsypky s počátečními stadii vývoje rostlinných společenstev nebo zaplavené sníženiny s různými typy mokřadů. V sídelní krajině jsou významnou součástí kostry ekologické stability parky, především jejich části se vzrostlými domácími dřevinami.

Pro stanovení zásad péče o skladebné součásti kostry ekologické stability je nezbytné zpracovat jejich charakteristiky, obsahující název ekologicky významného segmentu, plochu, lokalizaci a katastrální území, vlastnické poměry, popis přírodních podmínek (reliéf, geologické podloží, půdy, klima), popis živé přírody (typy společenstev, význačné druhy), negativní vlivy, hodnocení biogeografického významu a významu z hlediska ekologické stability a rámcový návrh opatření nutných pro zachování resp. zlepšení stavu vybraného území.

Trvalou existenci kostry ekologické stability zajišťuje legislativní ochrana jejich součástí. Nejcennější části jsou zpravidla zařazeny podle zákona o ochraně přírody a krajiny do kategorie zvláště chráněných maloplošných území (národní přírodní rezervace, přírodní rezervace, národní přírodní památka a přírodní památka). Další ekologicky významná území mohou orgány ochrany přírody registrovat jako významné krajinné prvky.

"Významné krajinné prvky jsou chráněny před poškozováním a ničením. Využívat je lze pouze tak, aby nebyla narušena jejich obnova a nedošlo k ohrožení nebo oslabení jejich stabilizační funkce. K zásahům, které by mohly vést k poškození nebo zničení významného krajinného prvku nebo ohrožení či oslabení jeho ekologicko-stabilizační funkce, si musí ten, kdo takové zásahy zamýšlí, opatřit závazné stanovisko orgánu ochrany přírody. Mezi takové zásahy patří zejména umísťování staveb, pozemkové úpravy, změny kultur pozemků, úpravy vodních toků a nádrží a těžba nerostů."

(§ 4 Zákona České národní rady č. 114 o ochraně přírody a krajiny ze dne 19.2.1992).

11.5. MAPOVÁNÍ BIOTOPŮ

Biotop je jednotou abiotického prostředí a organismů, je to živá složka přírody ovlivňující a měnící abiotickou náplň hmotnou, energetickou a fyzikální v prostoru určitého společenstva nebo organismu (Zlatník 1973). Biotopem tedy rozumíme soubor fyzikálních a biotických činitelů, které na určitém místě tvoří životní prostředí uvažovaného jedince, populace či společenstva (Jeník-Moldan 1979). Ohraničení biotopů závisí na tom, posuzujeme-li biotop jednotlivých organismů, jejich populací nebo celých společenstev.

Zkušenosti z vymezování ekologicky významných segmentů v krajinách s různými přírodními podmínkami - od nížin po hornatiny - a s různou intenzitou hospodářského využití - od krajín lesních až po krajiny devastované důlní činností - ukázaly, že v každé krajině bylo možné vymezit určitá území tvořící alespoň provizorní základ kostry ekologické stability. V katastru každé obce lze tedy kostru ekologické stability vymezit. Záleží na občanech a jejich vztahu k přírodě a krajině domova, zda se o zachování a příznivý vývoj ekologicky hodnotných území postarají. Zachování těchto území a zajištění jejich příznivého vývoje má pro obnovu ekologické stability naší krajiny zásadní význam. Jejich příznivé ekologicky stabilizační působení se totiž projevuje již v současnosti a je podmíněno tím, že se zde po určité době nerušeně vyvíjela přírodě blízká společenstva. I nejdokonaleji vyprojektované územní systémy, jsou-li založeny pouze na navrhovaných částech, které je třeba v krajině teprve vytvořit, začnou fungovat až po mnoha letech.

Proto si musíme vážit každé části krajiny, kde přírodě blízká a přirozená společenstva jsou domovem přirozeně rostoucích rostlin a volně žijících živočichů. Příznivě ovlivňují i své okolí; žijí zde predátoři (živočišné druhy, které pomáhají tlumit populace škůdců), opylovači, nachází tady útočiště i potravní možnosti lovná zvěř. Vegetační formace zde mají zpravidla i význam půdoochranný, vodohospodářský, hygienický a takřka vždy estetický. Jsou to právě tato území, která z kulturní krajiny tvoří harmonickou kulturní krajinu domova.

Cílem mapování biotopů je rozlišit plochy s různým druhem a intenzitou antropogenních faktorů, jejichž důsledkem jsou rozdíly v druhovém složení, struktuře a ekologických vlastnostech společenstev.

Nejdůležitějším cílem je selektivní vymezení všech relativně ekologicky stabilnějších společenstev, která mají největší význam pro zachování a rozvíjení biodiverzity v krajině. Výsledky mapování biotopů slouží zejména:

- pro vymezení území vyžadujících zvýšenou péči a ochranu, tvořících kostru ekologické stability (chrá-

něná území a významné krajinné prvky podle zákona č. 114/92 Sb.)

- jako podklad pro zpracování návrhu územních systémů ekologické stability krajiny, tedy k vymezení biocenter, biokoridorů a interakčních prvků.

Mapování biotopů, zaměřené na souhrnné poznávání současného stavu bioty v krajině, je založeno především na vymezování biotopů druhově i strukturou odlišných společenstev. Základem pro klasifikaci typů biotopů a pro vymezování jejich hranic jsou rostlinná společenstva. Rostlinná společenstva jsou nejzřetelnějším a nejsnáze rozlišitelným bioindikátorem stavu ekosystémů v krajině. Mapování biotopů je tedy založeno na mapování aktuálních rostlinných společenstev. Rostlinstvo díky své schopnosti vytvářet v procesu fotosyntézy organické sloučeniny podmiňuje i určitou strukturu a druhové složení fauny.

11.5.1. Přípravné mapování

Cílem přípravného mapování je shromáždit a vyhodnotit všechny stávající podklady o využití území v současnosti, případně i v minulosti. V této etapě neprobíhá terénní průzkum. Jsou využívány především letecké a družicové snímky a topografické mapy. Vyhodnocení těchto podkladů umožňuje celoplošně diferencovat krajinu podle základních typů využití území.

Náplní map jsou základní typy využití území, které vznikly různými druhy hospodářské činnosti (např. sídla, pole, trvalé travní porosty, lesy, vodní plochy, komunikace apod.).

Dostatečným měřítkem mapy přípravného mapování je 1:50 000, je však vhodné pro zajištění návaznosti dalších etap zpracovávat relativně jednoduché mapy využití území v měř. 1:10 000.

Součástí přípravného mapování je i shromáždění a kartografické znázornění stávajících informací o ekologicky významných segmentech krajiny (chráněná území, významné krajinné prvky, evidované lokality významných druhů rostlin a živočichů).

Metodický postup mapování a průzkumu biotopů je možno rozdělit do tří navazujících etap:

- přípravné mapování
- základní mapování a průzkum biotopů
- speciální mapování a podrobný průzkum biotopů.

Náplň prací a forma výsledků jednotlivých etap musí odpovídat metodologii mapování biotopů obvyklé v evropských zemích, aby byla zajištěna návaznost a srovnatelnost výsledků. Současně musí být přizpůsobena metodologii tvorby ÚSES, používané a uzákoněné v ČR. Rozdělení do tří etap, které jsou odlišné nároky na odbornost zpracovatelů a obtížností a časovou náročností prací, umožňuje efektivně využít disponibilní prostředky tak, aby byly zajištěny realizovatelné záměry ochrany přírody a krajiny.

Účelnou součástí této první etapy je i konstrukce mapy typů a subtypů současné krajiny v měř. 1:50 000. Typy a subtypy současné krajiny jsou vymezovány tak, aby zahrnovaly území se stejným druhem a intenzitou antropogenního ovlivnění, které má v přírodních podmínkách daného typu stejné důsledky pro současný stav bioty (např. sídelně-průmyslová krajina ve sníženinách, polně-lesní krajina s listnatými lesy v pahorkatinách apod.). Taková diferenciace krajiny umožňuje posouzení širších územních vztahů při podrobném základním a speciálním mapování a průzkumu biotopů. Výsledky přípravného mapování jsou využívány v dalších etapách mapování biotopů. Slouží jako výchozí informační základna, zjednodušující další převážně terénní práce časově i odborně náročnější. Umožňují předběžně vytypovat ta ekologicky hodnotná území, kterým bude třeba věnovat při terénním průzkumu dalších etap mapování zvýšenou pozornost.

11.5.2. Základní mapování a průzkum biotopů

Při základním mapování biotopů je krajina mapována celoplošně obvykle v měř. 1:10 000, případně i v měřítcích větších (1:5 000).

Cílem základního mapování biotopů je získání představ o současném stavu a rozložení různých společenstev v krajině a vymezení ekologicky významných segmentů krajiny vyžadujících zvýšenou péči a ochranu.

Náplní map jsou soubory biotopů vymezované na základě současného stavu vegetace. Při diferenciaci souborů biotopů je používán formačně fyziognomický přístup založený na základních rozdílech ve struktuře a druhovém složení hlavních dominant, podmíněných druhem a intenzitou antropických vlivů. Takto stanovené soubory biotopů odpovídají typům aktuální vegetace v pojetí biogeografické diferenciace krajiny (např. sídla s uzavřenou zástavbou bez vegetace, polokulturní trvalé travní porosty s vlhkostními druhy, přirozené dubobukové lesní porosty apod.).

Základní mapování je prováděno celoplošným terénním průzkumem. Kromě celoplošné diferenciace současného stavu biotopů v krajině jsou vymezovány relativně nejhodnotnější biotopy jako ekologic-

ky významné segmenty krajiny. Pro každý vymezený segment je zpracována základní charakteristika, obsahující základní údaje o lokalitě, ekotopu a biotě. Součástí základního mapování je i výběr významných stromů a lokalit vzácných a ohrožených druhů rostlin a živočichů, včetně těch, které leží mimo vymezené ekologicky významné segmenty krajiny.

Základní mapování je časově náročné, některé části území je nezbytné navštívit opakovaně. Kvalita základního mapování je závislá na odbornosti zpracovatele, který musí dokázat rozlišit základní soubory biotopů a jejich dominantní a diferenciální druhy.

Výsledky této etapy jsou nezbytným podkladem pro vymezení významných krajinných prvků dle zákona č. 114/1992 Sb. Bez základního mapování biotopů není možno kvalitně zpracovat návrh lokálního územního systému ekologické stability krajiny. Bez těchto podkladů by neměly být zpracovávány ani generely lokálních územních systémů ekologické stability. Pro plány lokálních územních systémů ekologické stability je základní mapování biotopů bezpodmínečně nezbytné.

11.5.3. Speciální mapování a podrobný průzkum biotopů

Speciální mapování s podrobným průzkumem biotopů je prováděno selektivně ve vybraných ekologicky hodnotných územích, obvykle těch, která byla již dříve vymezena při základním mapování. Mapování je prováděno v měř. 1:10 000, ale často i v měřítcích podrobnějších. Cílem mapování je vymezení a podrobná charakteristika typů biotopů, odlišných druhovým složením populací rostlin i živočichů a charakterem abiotického prostředí (ekotopu).

Základem pro mapování je katalog typů biotopů. Mapování v této třetí etapě mohou provádět pouze vědecky kvalifikovaní specialisté, podrobný průzkum vybraných biotopů předpokládá účast celého týmu specialistů, zaměřených na jednotlivé skupiny organismů.

Soubory typů biotopů, mapované v předešlé etapě, jsou při speciálním mapování dále diferen-

covány na typy biotopů odpovídající nižším syntaxonomům (např. asociace školy curyšsko-montpelliérské či typy geobiocénů geobiocenologické školy Zlatníkova). Při speciálním mapování významných lesních biotopů je účelné rozlišit i věkově odlišná stadia a fáze vývoje lesních společenstev.

Speciální mapování s podrobným průzkumem biotopů je nezbytným podkladem pro návrh směrnic péče o území významná z hlediska ochrany přírody a zajištění ekologické stability krajiny. Speciální mapování a podrobný průzkum musí být proveden tam, kde jsou vypracovány projekty lokálních územních systémů ekologické stability a musí v každém případě předcházet realizaci nově vytvářených biocenter a biokoridorů.

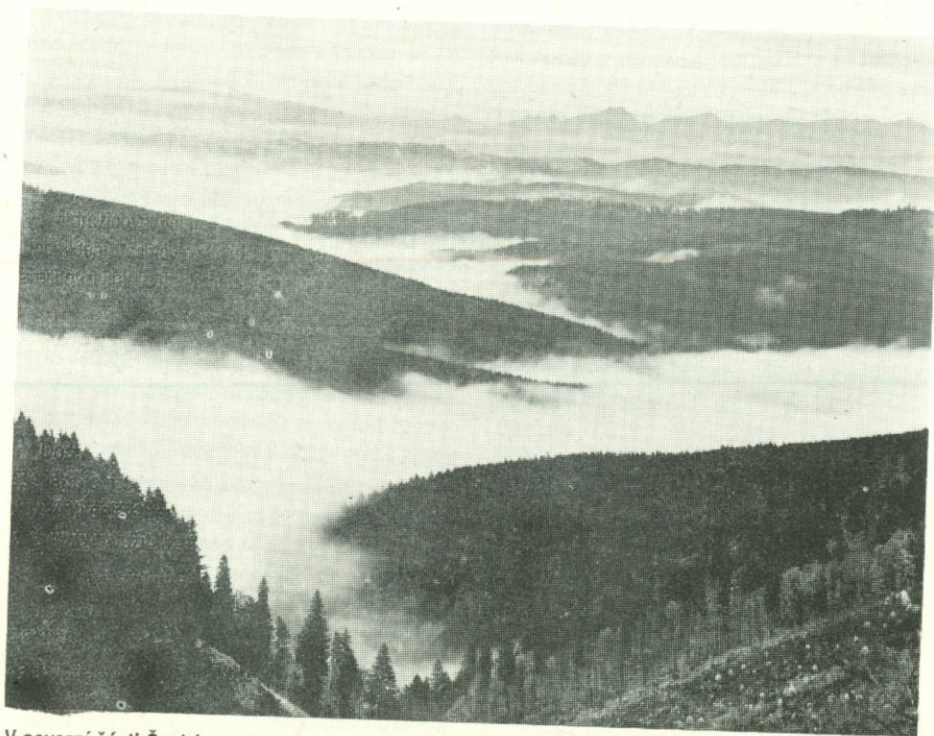
11.5.4. Nástin zásad hierarchického členění biotopů

Při kategorizaci biotopů je nezbytné dodržet zásadu návaznosti a srovnatelnosti mapovacích jednotek, používaných v jednotlivých etapách mapování biotopů. Dodržení tohoto principu umožňuje použít širší kategorie v případě, že z různých důvodů není možné rozhodnout jednoznačně o přesné identifikaci typu biotopu. Obecně platí zásada, že při kategorizaci postupujeme od široce pojatých heterogenních kategorií k homogennějším, úzce vymezeným jednotkám. Pro využití výsledků mapování při navrhování ÚSES je důležité, aby se vymezené kategorie různých hierarchických úrovní vyznačovaly určitým stupněm ekologické stability. Uplatnění tohoto principu umožňuje diferenciaci krajiny z hlediska stupně intenzity antropogenního ovlivnění, kte-

rému odpovídá určitý stupeň ekologické stability. Hierarchické úrovně kategorizace biotopů jsou následující:

- základní typy využití území
- soubory typů biotopů (typy aktuální vegetace)
- typy biotopů

Mimo tuto hierarchickou škálu stojí tzv. komplex biotopů. Tímto termínem se v různých katalozích biotopů označuje heterogenní, zpravidla maloplošná mozaika různých biotopů, které nelze odděleně mapovat (např. komplex různých typů luk s vlhkostními druhy, s ostrůvky prameništích společenstev a skupinami dřevin).



V severní části České republiky jen vzácně odolávají zbytky klimaxových smrčín vlivu fyto-toxických imisí. Fotografie Beskyd ze sedla pod Kněhyní (v pozadí Malá Fatra) pořídil Rudolf Janda v roce 1944.

11.5.5. Charakteristika a hodnocení biotopů

V etapě základního mapování jsou vymezovány ekologicky významné segmenty krajiny, zahrnující biotopy významné z hlediska ochrany přírody a zajištění ekologické stability krajiny. Již v této etapě je pro takto vymezená území potřeba zpracovat základní charakteristiku ekotopu a bioty a rámcově vyhodnotit jejich současný stav. Tato charakteristika musí obsahovat takové údaje, které stručně a výstižně upozorní na nejdůležitější hodnoty vybraného území. Soubor údajů o jednotlivých lokalitách je vhodné formalizovat tak, aby mohly být využity v informačních systémech.

Charakteristika musí obsahovat:

- údaje o lokalizaci (místní název lokality, číslo mapového listu, katastrální území, stanovení polohy vzhledem k nejbližšímu významnému orientačnímu bodu, odhad plochy, případně délky segmentu)
- údaje o ekotopu (nadmořská výška, expozice, sklon, geologické podloží, charakteristika reliéfu, půdy, význačných rysů klimatu a hydrologických poměrů)

- údaje o biotě (zastoupené typy aktuální vegetace = soubory typů biotopů příp. typy biotopů, výčet zjištěných významných druhů rostlin i živočichů se zvláštním zřetelem na ohrožené a chráněné druhy)

- hodnocení z hlediska biogeografické diferenciaci (zařazení do vegetačních stupňů, trofických a hydrologických řad, kategorie antropogenního ovlivnění, biogeografický význam)

- údaje o negativních vlivech a ohrožení

- rámcové zásady ochrany a péče.

Při následném speciálním mapování a průzkumu je nutno specializovanými přírodovědnými metodami shromáždit úplné informace o biodiverzitě území. Proto je třeba na těchto selektivně vybraných plochách provést podrobný floristický, faunistický a cenologický výzkum. Tento výzkum umožní členit a charakterizovat nejen soubory typů biotopů, ale i jednotlivé typy biotopů. Výsledky výzkumu jsou podkladem pro stanovení podrobných plánů dlouhodobé péče (managementu).

11.6. NAVRHOVÁNÍ A TVORBA ÚZEMNÍCH SYSTÉMŮ EKOLOGICKÉ STABILITY KRAJINY

Po vymezení kostry ekologické stability můžeme přistoupit k návrhu územního systému. Územní systém ekologické stability krajiny je tvořen sítí ekologicky významných segmentů krajiny, účelně rozmístěných na základě funkčních a prostorových kritérií. Je to tedy vzájemně propojený soubor přirozených i pozměněných, avšak přírodě blízkých ekosystémů, které udržují přírodní rovnováhu. Jedná se o optimálně fungující soustavu biocentra, biokoridorů a interakčních prvků. Cílem vytváření územních systémů je:

- uchování biodiverzity (druhové rozmanitosti rostlin a živočichů)
- zachování unikátních krajinných fenoménů,
- zajištění příznivého působení na zemědělské a lesní kultury a na urbanizovaná území,
- podpora možnosti mnohostranného funkčního využití krajiny.

Na rozdíl od kostry ekologické stability jsou územní systémy tvořeny jak v současnosti existujícími, tak i navrhovanými částmi. V naší republice je jenom málo oblastí, kde existující soustava ekologicky významných segmentů krajiny funguje jako účelně propojený územní systém. Části krajiny tvořící kostru ekologické stability zůstaly zpravidla zachovány na místech obtížněji hospodářsky využitelných, obvykle jsou prostorově izolovány, nepravidelně rozloženy a velmi často mají nedostatečnou rozlohu.

Proto byla týmem českých, moravských a slovenských přírodovědců a projektantů zpracována metodika navrhování územních systémů ekologické stability krajiny (Lůw a kol. 1986). Nejobtížnějším a nejdůležitějším úkolem bylo stanovení prostorových a časových parametrů pro biocentra, biokoridory a interakční prvky. S využitím všech dostupných přírodovědných poznatků se odborníci třicetiletého týmu specialistů nakonec kompromisně shodli na

minimálních prostorových parametrech, nezbytných pro fungování biocenter a biokoridorů. Jedná se ovšem o orientační hodnoty, které mohou být dalším dlouhodobým přírodovědným výzkumem zpřesněny. Udávají pouze to, co určitě víme: menší biocentra a delší anebo užší biokoridory nejsou funkčně způsobilé. Tyto parametry (velikost biocenter, délky a šířky biokoridorů) se samozřejmě liší podle významové úrovně územního systému. Potřebná velikost je nejmenší u územních systémů lokálních a postupně se zvyšuje u systémů regionálních, nadregionálních a vyšších.

Jen ty součásti územního systému ekologické stability krajiny, které vyhovují minimálním prostorovým parametrům, mohou dokonale plnit své poslání. U současně existujících biocenter s menší plochou se musíme snažit o jejich postupné zvětšení, chybějící biocentra bude nutno postupně nově vytvářet. Ještě častěji než biocentra chybějí v kulturní krajině jejich spojnice - biokoridory. Nově založená biocentra a biokoridory nemohou samozřejmě být od počátku plně funkční. Z odborně stanovených časových parametrů vyplývá, že plnou funkční způsobilost mají nově založená vodní společenstva a mokřady po 10 letech, luční společenstva po 20 letech a lesní společenstva - v závislosti na druhové skladbě dřevin - dokonce až po 60 až 100 letech. Znamená to, že nově zakládané součásti územních systémů nemá smysl zakládat na kratší dobu, ale že je s nimi třeba počítat v krajině trvale. Proto je kvalifikované zpracování návrhu územního systému ekologické stability náročné.

Prostorové parametry biocenter a biokoridorů

Minimální plochy biocenter:	typ společenstva	plocha
a) lokální biocentra:		
	lesní	3 ha
	vodní	1 ha
	mokřadní	1 ha
	luční	3 ha
	stepní lada	1 ha
	skalní	0,5 ha
b) regionální biocentra:		
	lesní (vs=vegetační stupeň)	
	- 1. dubový a 2. bukodubový vs	30 ha
	- 3. dubobukový a 4. bukový vs	20 ha
	- 5. jedlobukový vs	25 ha
	- 6. smrkjedlobukový a	
	- 7. smrkový vs	40 ha

Při návrhu územního systému ekologické stability musíme vycházet především z rozmanitosti potenciálních přírodních společenstev, odpovídajících pestrosti ekologických podmínek. V mnohých oblastech kulturní krajiny Československa totiž nezůstala celá škála společenstev v přírodě v dostatečné míře zachována, a proto ani nemohla být zahrnuta do sítě maloplošných chráněných území. Důležitou součástí metodického postupu navrhování územních systémů je proto vyhodnocení toho, jak jsou v kostře ekologické stability zastoupena charakteristická společenstva dané oblasti. Na základě tohoto vyhodnocení zjistíme, je-li kostra ekologické stability z hlediska reprezentativnosti společenstev vyhovující a která společenstva je nutno v územním systému doplnit. Při dalším postupu zjišťujeme, zda rozložení existujících biocenter a biokoridorů odpovídá prostorovým parametrům a umísťujeme chybějící biocentra a biokoridory, případně interakční prvky. Přitom se snažíme o to, abychom plynule spojovali biocentra se stejnými nebo podobnými společenstvy. Návrh biocenter a biokoridorů je nutno v rámci územního plánu porovnat s různými zájmy na využití území a kompromisně najít vyhovující řešení. Teprve pak lze považovat návrh územního systému ekologické stability za definitivní.

Vzhledem k odlišným prostorovým rámcům, odlišnému charakteru a významu zahrnutých ekologicky významných segmentů krajiny, rozdílnému způsobu ochrany a péče je nutno rozlišovat územní systémy ekologické stability krajiny na lokální, regionální, nadregionální, provinciální a biosférické.

	- 8. klečový a 9. alpský vs	30 ha
	- lužní lesy: tvrdý luh	30 ha
	měkký luh	10 ha
	- mokřadní olšiny	10 ha
	vodní	10 ha
	mokřadní	10 ha
	luční	30 ha
	stepní lada	10 ha
	skalní	5 ha
c) nadregionální biocentra:		
	jádrové území	10 - 50 ha
	celková plocha	1 000 ha
d) provinciální biocentra:		
	jádrové území	1 000 ha
	celková plocha	10 000 ha
e) biosférická biocentra:		
	jádrové území	10 000 ha
Délky a šířky biokoridorů:	lokální	regionální
Maximální přípustná délka	1 - 2 km	0,4 - 1 km
Minimální nutná šířka	10 - 20 m	20 - 50 m

Pozn.: V praxi je nejčastěji navrhován složený regionální biokoridor. V trase koridoru jsou umísťována lokální biocentra ve vzdálenosti 0,4 - 1 km. Délka složeného regionálního biokoridoru spojujícího regionální biocentra tak může být až 8 km.

Biosférické a provinciální systémy ekologické stability mohou vznikat jen za předpokladu mezinárodní spolupráce, neboť jejich cílem je zajištění trvalé existence bohatství organismů a jejich společenstev celé naší planety. Pod patronací Organizace Spojených národů pro vědu, kulturu a vzdělání (UNESCO) vzniká v rámci programu Člověk a biosféra (známého pod zkratkou MAB - Man and Biosphere) celosvětová síť biosférických rezervací zahrnující více než 300 chráněných území na celé zeměkouli. Mezi biosférické rezervace patří v České republice Šumava, Křivoklátsko, Třeboňsko, Krkonoše a Pálava, ve Slovenské republice Poľana, Slovenský kras, Vysoké Tatry a Východné Karpaty.

Evropská ekologická síť odpovídající celoevropskému provinciálnímu systému ekologické stability začíná vznikat v rámci programu Evropských společenství EECNET. Pro území České a Slovenské republiky byl zpracován návrh nadregionálního územního systému, který zahrnuje 174 nadregionálních biocenter a hlavní směry nadregionálních biokoridorů (Lacina, Buček 1992). Kvantitativní (potřebná rozloha) i kvalitativní (stupeň

přirozenosti) požadavky na nadregionální, provinciální a biosférické územní systémy jsou velmi náročné. Lze si jen těžko představit, že by v současnosti mohla být zakládána například nová biocentra o rozloze několika set nebo dokonce tisíců hektarů.

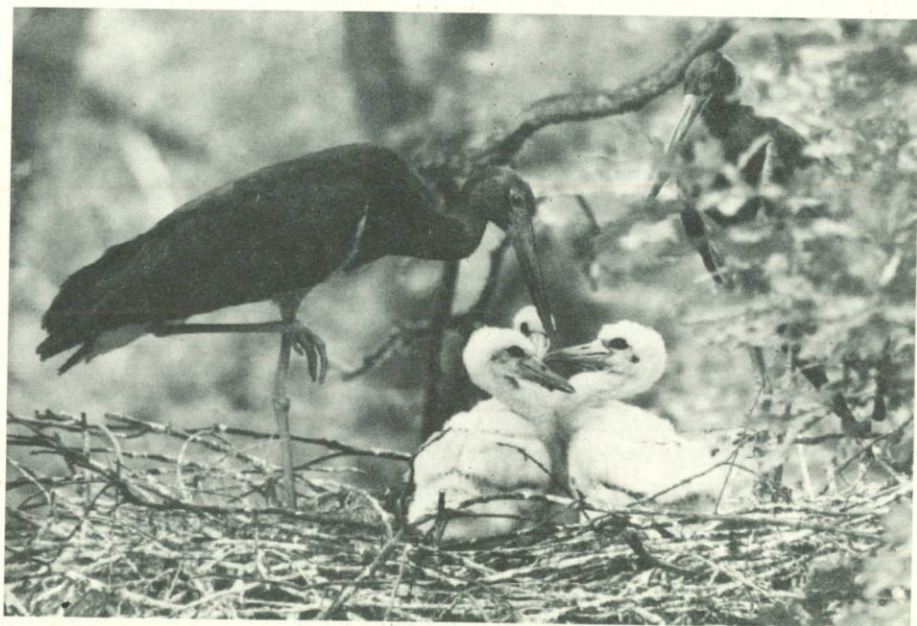
U regionálních a lokálních systémů počítáme se zakládáním nových, případně s doplňováním existujících prvků. Regionální územní systém tvoří soustava biocenter a biokoridorů zajišťujících trvalé zachování druhové rozmanitosti genofondu rostlin i živočichů v přirozených a přírodě blízkých, vnitřně stabilních společenstvech v rámci určitého biogeografického regionu. Síť biocenter je vybírána tak, aby zahrnovala všechna společenstva charakteristická pro dané území.

Pro ekologickou stabilizaci krajiny mají největší význam lokální územní systémy, neboť tvoří v krajině nejhustší síť stabilizovaných území, a člení tak převládající plochy nestabilních polních kultur nebo jehličnatých lesních monokultur. Osu lokálního územního systému tvoří soustava biocenter a biokoridorů, na niž jsou navázány interakční prvky, jejichž hlavním posláním je přispívat ke stabilizaci okolní

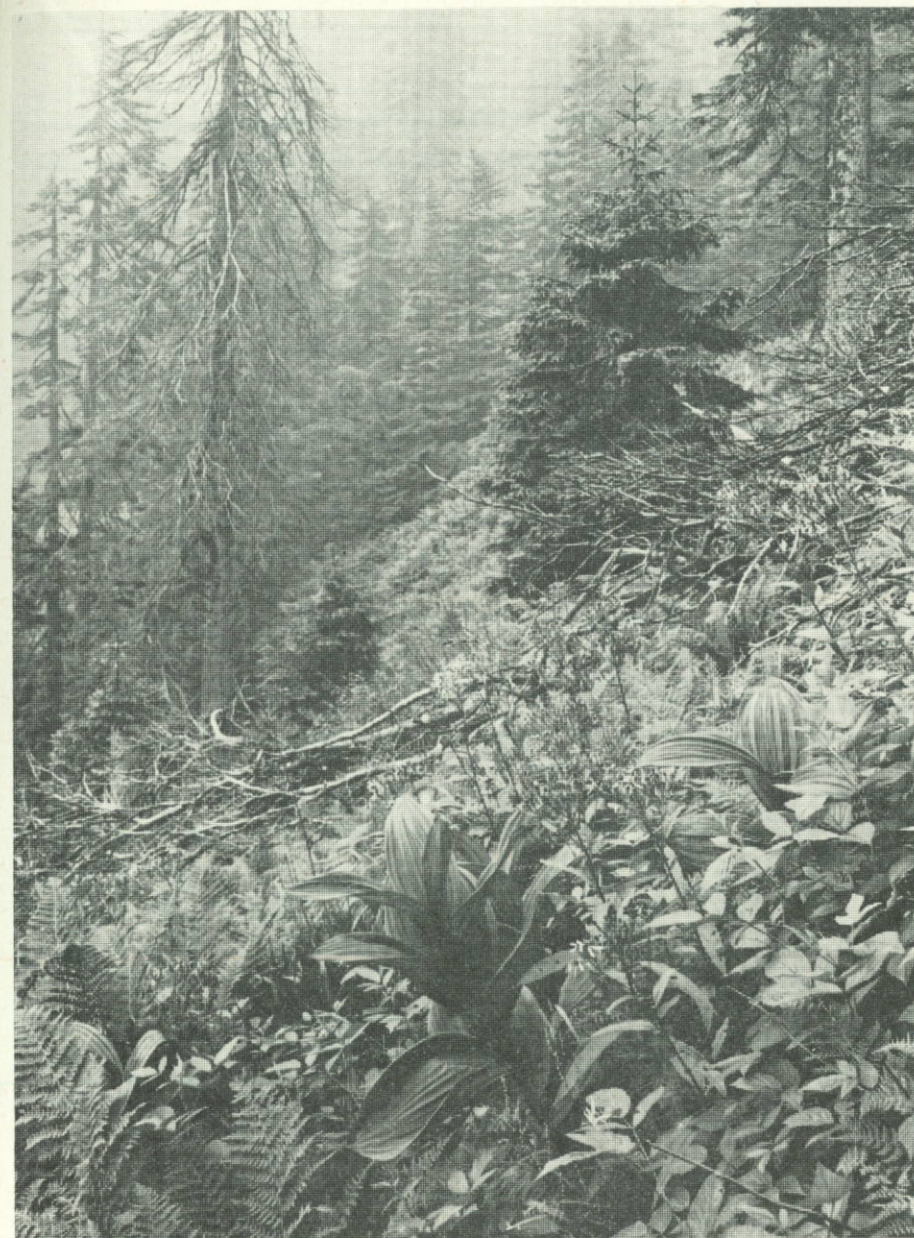
krajiny. Skladebné součásti lokálních územních systémů mají obvykle více funkcí - nejedná se tedy o území, která by sloužila výhradně ochraně genofondu a nemohla by být jinak využívána. Lokálním biocentrem může být například i hospodářský les s přirozenou dřevinou skladbou a lokální biokoridory mohou současně fungovat jako protierozní prvky. Jiné funkční využití součástí lokálního územního systému ovšem nesmí být v rozporu s jejich hlavními posláními a nesmí narušovat jejich ekologickou stabilitu.

Zpracováním projektu územního systému ekologické stability krajiny, který zahrnuje existující i navržená biocentra, biokoridory a interakční prvky, péče o krajinu nekončí, ale teprve začíná. Jedním z nejnáročnějších úkolů je postupné doplňování chy-

bějících biocenter a biokoridorů. Není náhodou, že s výsadbou biokoridorů se začíná v zemědělské krajině jižní Moravy, neboť právě zde došlo v minulosti k nadměrné destabilizaci krajiny, často s katastrofálními důsledky. V roce 1990 byly zpracovány první podrobné prováděcí projekty tří biokoridorů. A již v roce 1991 byly podle těchto projektů vysázeny asi dvoukilometrové, minimálně 15 metrů široké biokoridory u Vracova a u Radějova v okrese Hodonín a u Křižanovic v okrese Vyškov. Bude trvat několik let, než začnou v plné míře příznivě ovlivňovat krajinu. A bude trvat mnohem déle, jistě několik desetiletí, než se podaří doplnit existující kostru ekologické stability tak, aby v naší krajině fungovaly územní systémy jako síť života, která zajišťuje půdu pro existenci přirozených společenstev.



Pouze uprostřed rozlehlých lesních komplexů si zakládá hnízda plachý čap černý (*Ciconia nigra*). Jedním z cílů vymezování kostry ekologické stability a navrhování územních systémů ekologické stability je zachování podmínek existence druhů, které mají velké prostorové nároky. Foto Petr Macháček



Všechny funkce harmonické krajiny v životě společnosti však nelze postihnout ani prostředky přírodních věd, ani prostředky "komplexního" územního plánování. Krajina je také způsob, jímž se naše vnímání prostoru podílí na našem prožívání prostoru a na pocitu domova, bezpečí nebo vykořeněnosti a bezdomoví. Lidský význam krajiny se v tomto smyslu stále mění - stačí přestat chodit a usednout nebo se pohybovat autem, vlakem nebo letadlem; stačí se s určitou krajinou důvěrně seznámit a sblížit; také stačí zestárnout a rázem ji vidíme úplně jinými očima. Ale ať je vnímání krajiny sebevíce subjektivní, o jeho významu pro psychickou pohodu, a tím i pro úroveň našeho životního prostředí nelze v nejmenším pochybovat. Krajina je také prostorem duchovního života, jak je alespoň připomenuto v předmluvě této knížky. Jádrové území nadregionálního biocentra Kněhyně. Foto Rudolf Janda

11.7 GRAFICKÉ PŘÍLOHY

Schéma postupu vymezení kostry ekologické stability a její návaznost na územní systém ekologické stability krajiny.

Pro ukázkou byla vybrána harmonická zemědělsko-lesní krajina při východním okraji Českomoravské vrchoviny - části katastrů obcí Sýalov a Osiky severně od Tišnova. Členitý reliéf Sýkořské hornatiny zde podmiňuje pestrost přírodního prostředí - podmínek klimatických i půdních. Navazují zde na sebe přírodní společenstva (skupiny typů geobiocénů) 3 vegetačních stupňů - 3. dubobukového, 4. bukového a 5. jedlobukového, patřící do různých trofických i hydrických řad. Rovněž současný stav rozložení aktuálních rostlinných společenstev v krajině, který je výsledkem dlouhodobého ovlivňování a přeměny přírodních společenstev lidskou činností, je zde velmi pestrý. Střídají se zde lesní porosty různé dřevinné skladby (jehličnaté, smíšené i listnaté), trvalé travní porosty (kulturní, polokulturní i lada), pole s liniemi přirozeně rostoucích i ovocných dřevin a sídla vesnického typu, obklopená ovocnými sady. Tyto typy aktuální vegetace se od sebe liší stupněm ekologické stability a významem pro ochranu genofondu planě rostoucích rostlin a volně žijících živočichů. Z těchto hledisek nejhodnotnější části krajiny jsou vybrány jako ekologicky významné segmenty krajiny do kostry ekologické stability. V posuzovaném území jsou to zejména zbytky lesních porostů s přirozenou dřevinnou skladbou (tj. převážně listnatou), vřesovištní lada a linie přirozeně rostoucích dřevin.

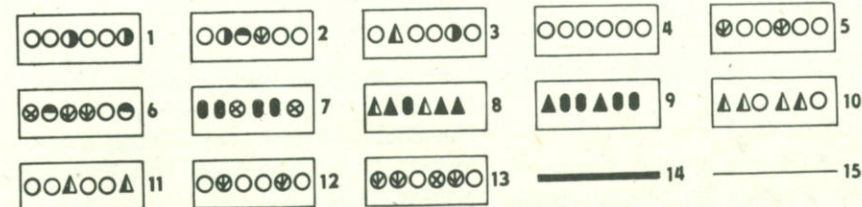
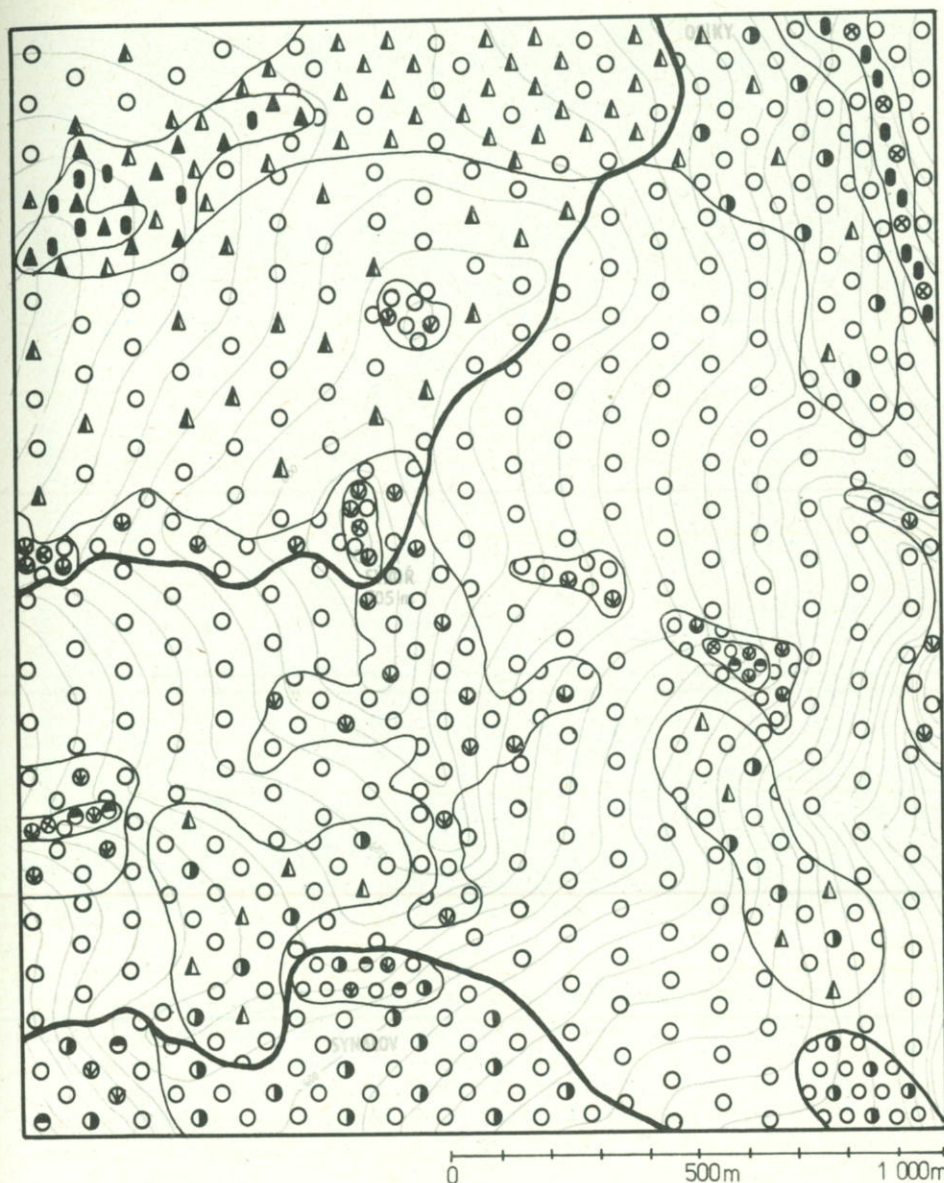
Podle prostorově strukturálních parametrů, daných metodikou vymezení ÚSES, jsou některé ekologicky významné segmenty krajiny vybírány jako biocentra a biokoridory nadregionálního, regionálního a lokálního významu. V těch částech biocentra a biokoridorů, kde současná druhová skladba neodpovídá přírodnímu společenstvu a tedy ani funkcím ÚSES, je třeba navrhnout postupnou přeměnu druhového složení, někdy i změnu typu současného společenstva (např. výsadba linií původních dřevin jakožto biokoridorů přes pole a louky). Některá ekologicky cenná území, vymezená v kostře ekologické stability, nebyla do územního systému ekologické stability zahrnuta. Tato skutečnost však neznamená, že tyto části krajiny mohou být libovolně využívány. Podle zákona ČNR č. 114 o ochraně přírody a krajiny se jedná o významné krajinné prvky, které je rovněž třeba chránit před poškozováním a ničením.

LEGENDA K OBRÁZKU NA STR. 251

PŘÍRODNÍ STAV ROSTLINNÝCH SPOLEČENSTEV (Skupiny typů geobiocénů)

1. Typické dubové bučiny (*Quercus-fageta typica*) - 3B3
2. Lipojavorové dubové bučiny (*Quercus-fageta tiliace-aceris*) - 3B/C3
3. Dubojedlové bučiny (*Fageta quercino-abietina*) - 4A/B3
4. Typické bučiny (*Fageta typica*) - 4B3
5. Bučiny s javorem (*Fageta aceris*) - 4B/C3
6. Lipové javořiny s bukem (*Tili-acereta fagi*) - 4C3

7. Jasanové olšiny (*Fraxini-alneta*) - 4B/C4
8. Přesličkové jedlové smrčiny (*Abieti-piceeta equiseti*) - 5A/B4
9. Smrkové olšiny (*Picea-alneta*) - 5B4-5
10. Jedlové bučiny (*Abieti-fageta*) - 5A/B3
11. Typické jedlové bučiny (*Abieti-fageta typica*) - 5B3
12. Javorové bučiny (*Aceri-fageta*) - 5B/C3
13. Bukové javořiny (*Fagi-acereta*) - 5C3
14. Hranice vegetačních stupňů
15. Hranice přírodních společenstev (skupin typů geobiocénů)





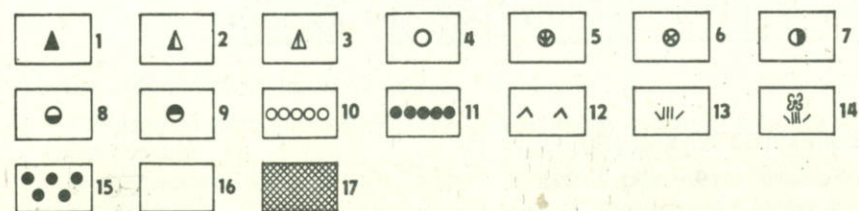
Ukazatelem stupně ekologické stability trvalých travních porostů (luk a pastvin) je výskyt přirozeně se vyskytujících druhů rostlin. Prvosenka vyšší (*Primula elatior*) na louce v Beskydech indikuje vyšší ekologickou stabilitu. I když udržení lučního společenstva předpokládá pravidelné lidské zásahy (kosení), je ve srovnání s polními kulturami jeho vnitřní ekologická stabilita podstatně vyšší. Louky a pastviny s převahou přirozeně rostoucích druhů se vyznačují velkou druhovou rozmanitostí rostlin a živočichů, tedy jednou z podstatných vlastností ekologicky stabilních společenstev. Foto Vilém Reichmann

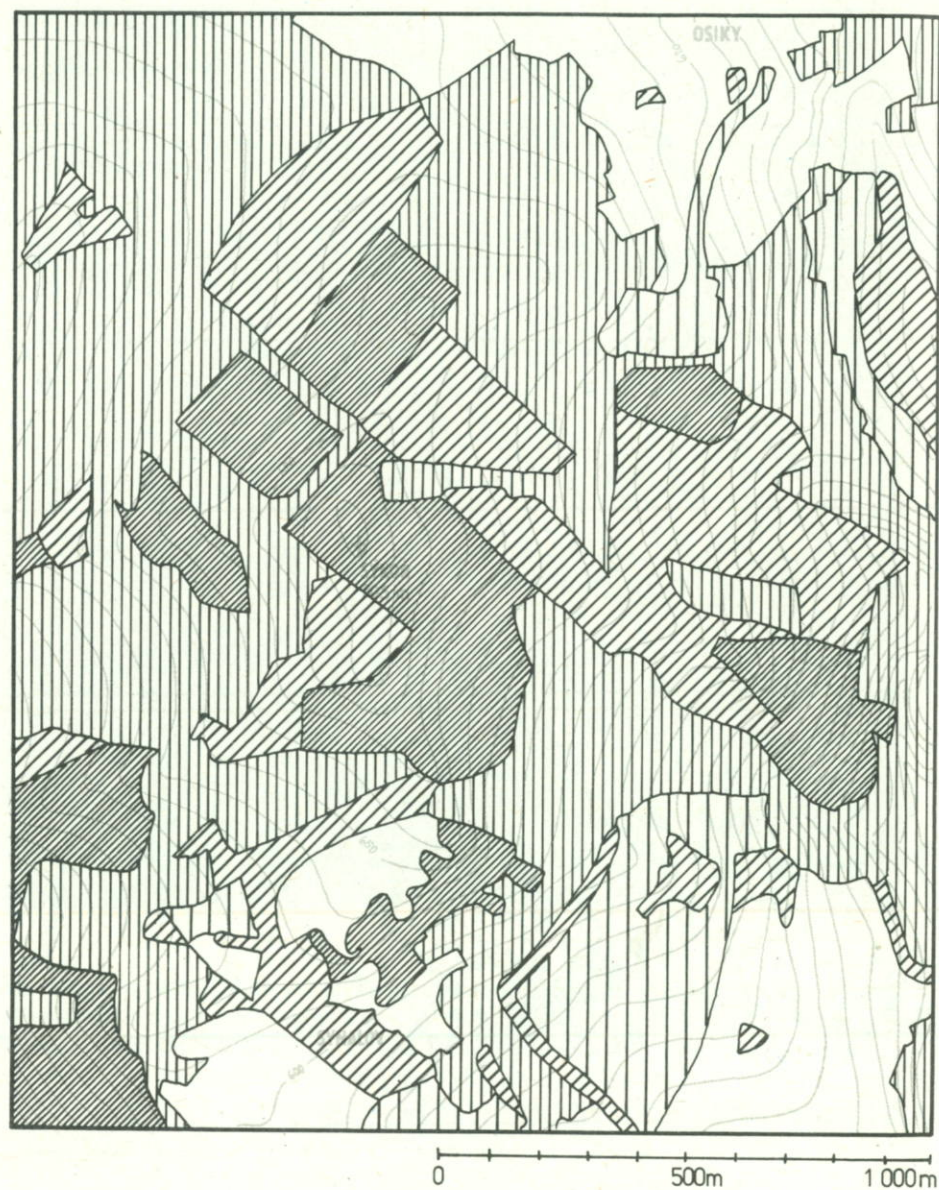
LEGENDA K OBRÁZKU NA STR. 253

SOUČASNÝ STAV ROSTLINNÝCH SPOLEČENSTEV
(Typy aktuální vegetace)

1. smrk, 2. jedle, 3. modřín, 4. buk, 5. javory, 6. jasan, 7. dub, 8. habr, 9. lípy, 10. liniová spole-

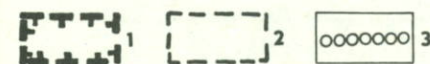
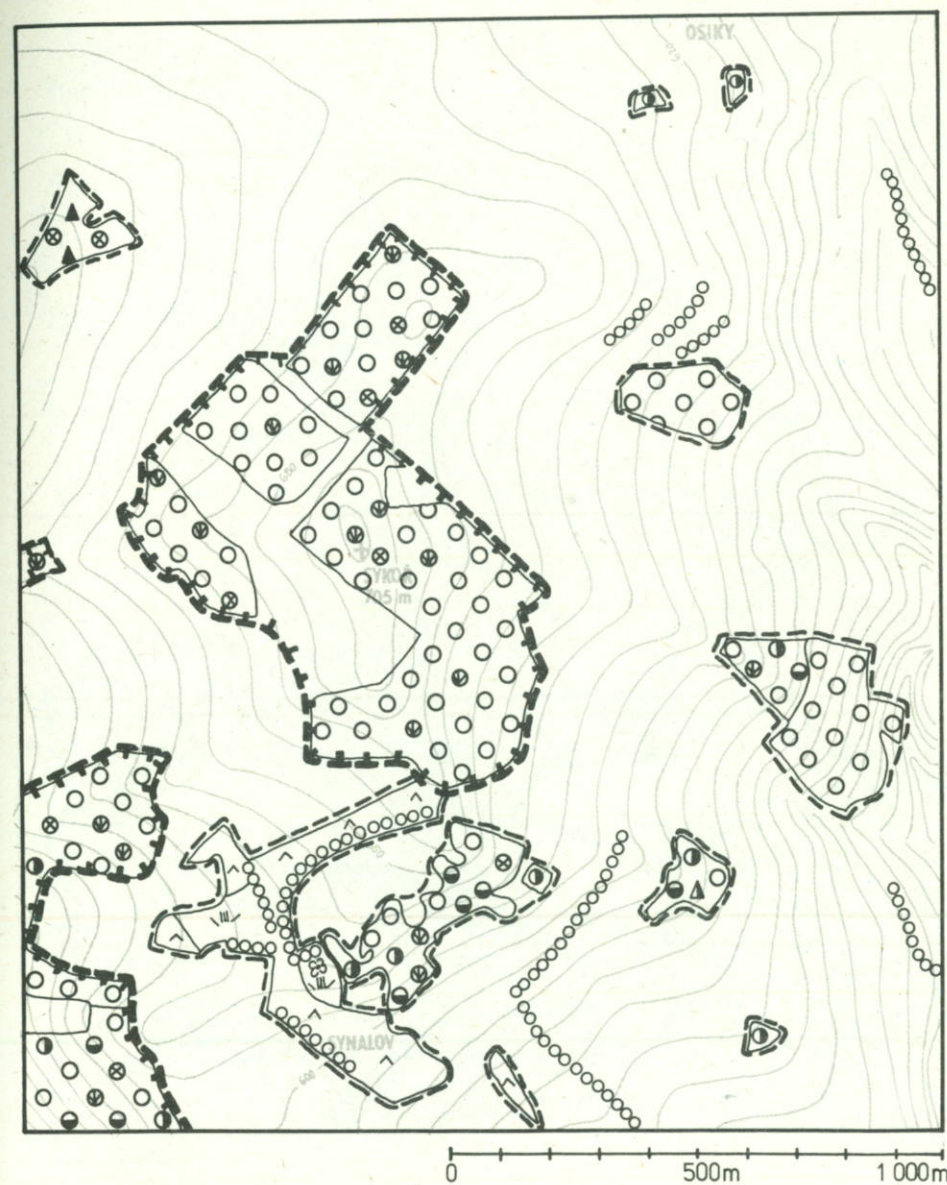
čenstva přirozeně rostoucích dřevin, 11. stromořadí ovocných dřevin, 12. vřesovištní lada, 13. kulturní louky, 14. polokulturní (květnaté) louky a pastviny, 15. ovocné sady, 16. pole, 17. sídla vesnického typu





HODNOCENÍ EKOLOGICKÉ STABILITY

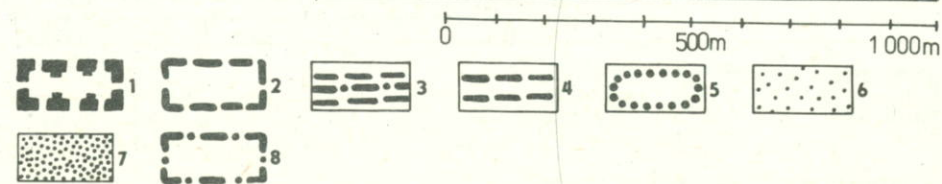
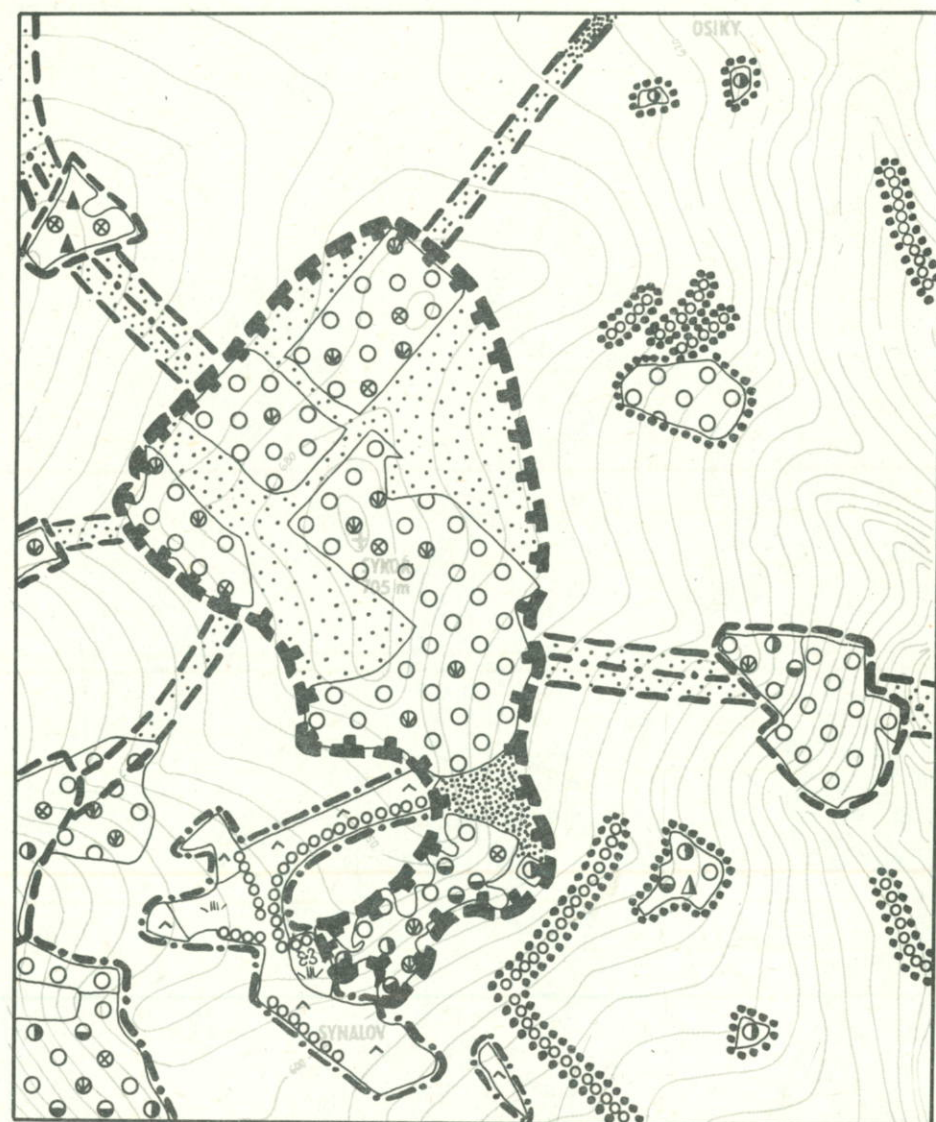
Ekologická stabilita: 1. velmi nízká, 2. nízká,
3. střední, 4. vysoká, 5. velmi vysoká



KOSTRA EKOLOGICKÉ STABILITY KRAJINY

1. Ekologicky významné segmenty krajiny regionálního významu
2. Ekologicky významné segmenty krajiny lokálního významu

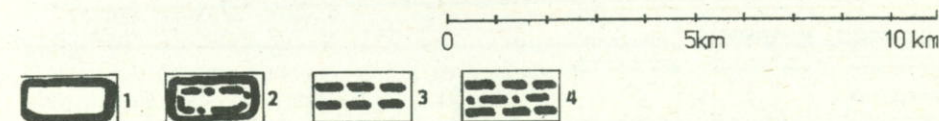
3. Ekologicky významná liniová společenstva lokálního významu



ÚZEMNÍ SYSTÉM EKOLOGICKÉ STABILITY

1. regionální biocentrum, 2. lokální biocentrum,
3. nadregionální biokoridor, 4. lokální biokoridor,
5. interakční prvek, 6. části ÚSES s nutností

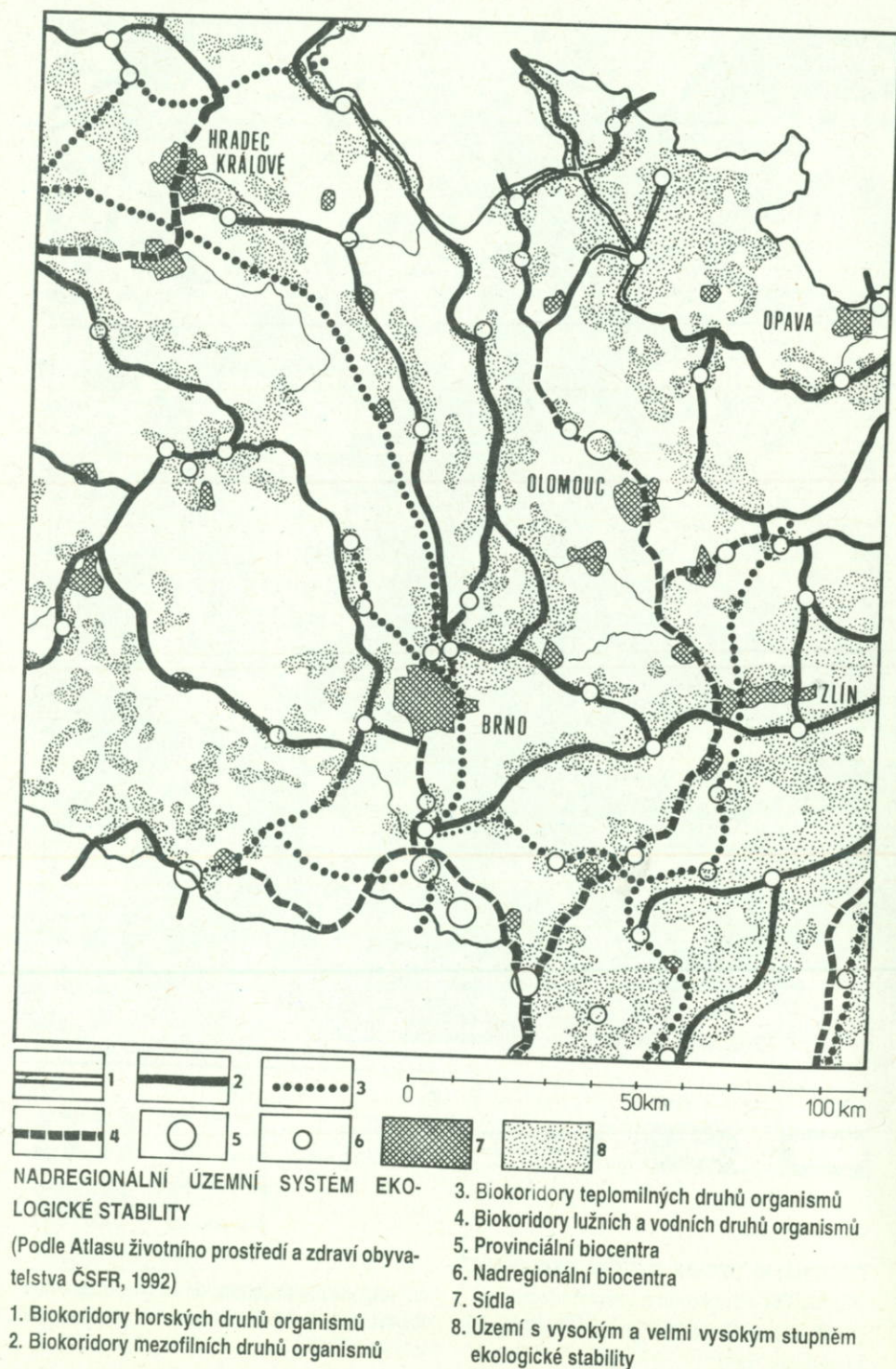
postupné přeměny druhového složení vegetace, 7. části ÚSES s nutností změny typu aktuální vegetace, 8. významné krajinné prvky



REGIONÁLNÍ ÚZEMNÍ SYSTÉM EKOLOGICKÉ STABILITY

(Podle Generelu RÚSES jihomoravské oblasti, LÖW a kol. 1991)

1. regionální biocentra, 2. nadregionální biocentrum, 3. regionální biokoridor, nadregionální biokoridor



ZÁVĚR

Současné přírodní vědy dospěly k závěru, že krajina byla sotva kdy v stacionárním stavu. Přírodní ekosystémy prodělávaly evoluci, o jedny organismy se obohacovaly a druhé ztrácely, byly narušovány a samy migrovaly. Tuto dynamiku vystupňoval ve střední Evropě po tisíciletí trvající lidský vliv, který donedávna zřetelně zvyšoval diverzitu i produktivitu naší krajiny. Až dnešní změny představují obrovský neplánovaný experiment, jehož tempo nemá precedens ve srovnání se vším, co předcházelo, a jehož nechtěným a neplánovaným „vedlejším“ výsledkem je, že podstatná část dnešních ekosystémů středoevropské krajiny je ve stresu. Biocenózy se mění před našima očima v průběhu pouhých let a nežádoucí změny v krajině jsou tak razantní, že je za jedno až dvě desetiletí postřehne doslova každý uživatel – zemědělec, rekreatant, houbař, turista i školák. V této bezprecedentní situaci nám problémy ekologické stability mohou posloužit jako východisko k ohledání širších souvislostí našich vlastních praktických postojů. Stav plného respektování ekologické stability je nemožný, stav společensky optimální destabilizace ekosystémů velmi vzdálený. Přesto směřování k němu je nepochybně jednou z podmínek sebezáchovy a reprodukce samotného supersystému „příroda – společnost“.

V záležitostech ekologické stability nepřinese valný užitek ulpívání na tom, jak nepříznivá je současná situace. Všichni společně přece řešíme (nebo neřešíme) věci tak, jak jsou, s představou toho, jaké by měly být. Jestliže dospíváme k nezvratnému poznání, že ekologická stabilita krajiny (se všemi svými dosud nepoznanými stránkami) je nezbytnou podmínkou trvale udržitelného společenského rozvoje, měli bychom to říkat jazykem srozumitelným technikům, ekonomům i politikům a dokládat to fakty, na nichž lze postavit politická rozhodnutí. Taková fakta existují.

Porušení ekologické stability ovlivňuje od určitého prahu negativně celý společenský reprodukční proces: znamená poruchy přírodních reprodukčních cyklů, pokles půdní úrodnosti a způsobilosti celých regionů poskytovat společnosti převážně mimoekonomické, ale přesto životně důležité efekty přírodního prostředí. Porušení ekologické stability tak na straně vstupů do společenského reprodukčního procesu omezuje využitelnost přírodních zdrojů, na straně výstupů pak snižuje životní úroveň obyvatelstva, v jehož struktuře se stává bolestně pociťovaným „faktorem v minimu“, bez

ohledu na případný růst materiální spotřeby. Díky tomu se začíná obecně pociťovat, že ekonomická a sociální reprodukce je podmiňována udržením reprodukčních schopností přírody. Jak se cílová úroveň přírodního prostředí společnosti (vymezená všemi jeho společensky užitečnými ekonomickými a mimoekonomickými funkcemi) přestává obnovovat samovolně, bez vynakládání společenských prostředků, přestává příroda ve společenském reprodukčním procesu fungovat pouze jako samozřejmá podmínka. Podstatné střety mezi zájmy současné sociálně ekonomické reprodukce a mezi zájmy reprodukce přírodního prostředí tím vstupují do společenského vědomí, ale neruší se. Společenské vědomí však vytváří nezbytný předpoklad pro řešení.

Začneme přírodu, přírodní zdroje a přírodní prostředí prosazovat za integrální součást reprodukce a rozvoje společnosti. Připomínejme vytrvale, že zachování reprodukčních schopností přírody je nezbytnou součástí materiální základny společenské reprodukce. Uvědomme si, že hlavní tíži společenského reprodukčního procesu musí v dohledné době (i z hlediska ekonomického rozvoje) převzít obnovitelné zdroje – pak se orientace na jejich ochranu stane i nezbytným samozřejmým předpokladem zajištění trvalosti společenského reprodukčního procesu.

Snad všichni, bez ohledu na to, zda považujeme územní systémy ekologické stability za nerealistické blouznění, za pouhé shrnutí dosavadních nedostatečných poznatků nebo za epochální objev, snad všichni se shodujeme v tom, že neexistuje dlouhodobá perspektiva produktivity naší krajiny bez uchování dynamické rovnováhy v krajině, založené na souhře kontroly a řízení zvenčí s vnitřními autoregulačními mechanismy geosystémů, na uchování ekologické stability, jinak řečeno na reprodukci přírody. Avšak současný styl zásahů do krajiny jeví všechny znaky setrvačných tendencí extenzivního rozvoje s neúměrně vysokou spotřebou energií a materiálů. Tento styl je anachronismem ekonomickým, současně však má za svůj „vedlejší“ efekt, že znemožňuje uchování ekologické stability, jinak řečeno reprodukci přírody.

Přibližovat se cílové úrovni přírodního prostředí ve smyslu ekologické optimalizace znamená také zvyšovat jeho pozitivní efekty a celkový význam pro setrvalý společenský rozvoj.

Progresivní začlenění spontánně působících sil živé přírody do systému výrobních sil má znaky automatizace výroby a přeměny lidské činnosti na intelektuálně náročnou kontrolu automatizovaných systémů (nemluví o tom, že přináší v předvýrobních etapách úspory kovů, paliv a ener-

gie, živé i zhmotnělé lidské práce). Do cílevědomě využívaných přírodních procesů není nutno nákladně dodávat do-savadní objemy energie a změny žádoucím směrem jsou za-bezpečovány spontánními procesy, které současně stabi-li-zují dosaženou úroveň výroby. Takže využívat automaticky působící síly živé přírody jako výrobní faktory na úrovni ekosystémů může znamenat ve svých perspektivních dů-sledcích rozvoj biotechnologií, známých zatím jen z uplat-nění v mikroskopických procesech.

Otázky kompletování ucelených územních systémů jsou otázkami realizace dlouhodobých koncepcí, které ne-lze řešit s výlučným uplíváním na rámcích daných součas-nou právní úpravou. Ve výhledu je třeba počítat s přeho-dnocováním struktury veškerého půdního fondu nejen jako problému zabezpečení trvalé výživy, ale i jako základního článku tvorby vodních zdrojů, vyrovnaného vodního reži-mu i klíčového faktoru ekologické stability krajiny.

Předpoklady reprodukce přírody jsou podle současné právní úpravy zaručeny tehdy, jsou-li za-ručeny nezbytné biologické předpoklady reproduk-ce člověka (zákon č. 20/1966 Sb. o zdraví lidu). Re-produkce přírody však závisí na citlivějších vaz-bách, které lze narušit dříve, než se projeví na zdra-ví a délce života lidských jedinců a populací. Poru-šování reprodukčních nároků přírody tak signalizu-je v předstihu nebezpečí, které hrozí celému super-systému „příroda – společnost“ (a při dosud ob-vyklém výlučně antropocentrickém pohledu – lid-ské společnosti).

Péče o zachování reprodukčních schopností přírody, přírodních zdrojů a přírodního prostředí se uskutečňuje zachováním reprodukční schopnosti jednotlivých klíčových ekosystémů. Vyžaduje po-znat tyto schopnosti a garantovat je jako nepřeko-čitelné limity při všech společenských činnostech. Takové garance lze poskytnout jen v případě, že zá-jmy reprodukce přírody budou se zájmy economic-ké reprodukce sladěny (a tedy v některých přípa-dech nutně **předřazeny** zájmům ekonomické re-produkce).

Jaké jsou hlavní překážky uchování a reprodukce pří-rody? Odpověď platnou v globálním měřítku Země přináší tzv. „světová strategie ochrany přírody“ (IUCN – UNESCO, Ašchabad 1980) v následujícím výčtu:

- a) názor, že ochrana obnovitelných přírodních zdrojů je specializovaná odvětvová činnost (a nikoli záležitost „průřezová“, která musí být respektována ve všech čin-nostech)

- b) z toho plynoucí **neschopnost** integrovat ochranu přírody do společenského rozvoje
c) z toho plynoucí **formy společenského rozvoje**, který je díky nedostatečnému respektování ekologických záko-nitostí v plánovacím procesu, díky nedostatkům racio-nálního rozmístování sil a díky důrazu na krátkodobé výhody (na úkor nesporných výhod dlouhodobých) má-lo flexibilní a ve svých důsledcích na přírodu zbytečně destruktivní
d) **nedostatečná podpora** ochrany přírody v důsledku nevyhovujících právních norem, nedostatků v jejich im-plementaci, chybné organizace (vztahuje se zejména na státní orgány s nedostatečnými pravomocemi a špatnou vzájemnou koordinací), nedostatku školeného personá-lu, nedostatku základních informací o prioritách, o pro-dukční a regenerační kapacitě obnovitelných zdrojů, volby nevhodných strategií atd.
e) nedostatečná podpora ochrany přírody v důsledku **níz-kého porozumění** uživatelů přírody a nositelů rozhod-o-vacího procesu (nevylučuje vlády některých států)
f) **zanedbávání realizačních opatření** ochrany přírody v oblastech, kde jsou tato opatření nejnaléhavější (zej-měna ve venkovském prostoru rozvojových zemí).

Stojí za zamyšlení, do jaké míry je tento „celo-světově“ koncipovaný výčet platný pro specifické poměry našeho státu, když z šesti uvedených hlav-ních překážek se vztahuje pět primárně na lidské postoje a jediná (byť obsáhlá – sub d) skupina pře-kážek na organizačně právní uspořádání . . . ?

Účinnost organizačně právních nástrojů zabezpečujících reprodukci přírody tkví – podle analýzy provedené v rakouských podmínkách (Svoboda W. R. et alii 1986) ve třech navzájem závislých skupinách společenských podmí-nek:

1. v samotných právních normách (negativně působí ab-sence prováděcích předpisů nebo jejich proklamativ-nost, nemožnost postihu, vnitřní rozpornost některých předpisů, protichůdnost znění různých předpisů apod.)
2. v oblasti aplikace právních norem, tj. ve striktní či vol-nější realizaci platných předpisů (negativně působí např. nedostatečná kapacita výkonných orgánů, jejich nedo-statečná kvalifikace, konflikty uvnitř orgánů, způsoby řešení rozporů mezi stanovisky různých orgánů, mož-nost obcházení platné předpisy cestou neformálních kon-taktů apod.)
3. v oblasti široce chápaného sociálního prostředí (v pro-měnách veřejného mínění a společenské atmosféry, v motivaci uživatelů předpisů, ve způsobech zastoupení a prosazování různých zájmů apod.).

Rozhodujícím hybným faktorem toho, aby se kvalitní přírodní prostředí a reprodukce přírody s ohledem na všechny své společensky nepostradatelné funkce posunuly z polohy deklarovaných priorit do polohy jednoho z finálních nealternativ-ních cílů společenského rozvoje, jsou **změny spo-lečenského vědomí**. Dojde-li k nim, stanou se změny v položkách 1., 2. samozřejmostí; nedojde-li k nim, nemají sebeprogresivnější změny v polož-kách 1., 2. naději na úspěch. Tyto změny jsou vý-hledově nezbytné, ale nutné dlouhodobý postup realizace nemůže být rozhodující pro volbu toho, co dělat teď a zde. **Odpověď je přirozeně závislá na naší vlastní volbě cesty do nejbližší budoucnosti.**

Podlehne-li přírodním zákonům systémů s ničím nebrzděným růstem (např. populačních ex-

plozí) a budeme pokračovat k vlastní záhubě pod heslem „po nás potopa“? Nebo se pokusíme využí-vat poznatků, k nimž se dopracovaly ekologické vě-dy a rozumu, kterým se holedbáme?

První možnost by odpovídala situaci královny Marie Antoinetty, pod jejímž jménem bývá tento výrok uváděn, aniž by se připomnělo, že jej vyslo-vila před vlastní popravou. Pro českého i sloven-ského člověka, nedávno zbaveného tíže totalitního systému, by se sotva dala najít volba absurdnější a méně důstojná. Zbývá tedy jenom usilovat o rea-lizaci druhé z uvedených možností.

Proto končíme názorem ověřeným praktický-mi zkušenostmi, že i v opatřeních péče o ekologic-kou stabilitu

TO VŮBEC NENÍ NEDOSTATEK ZNALOSTÍ, S ČÍM SE POTÝKÁME.
NEJSOU TO V PRVNÍ ŘADĚ ANI PŘEDPISY NEBO ORGANIZAČNÍ
USPOŘÁDÁNÍ, CO JE TŘEBA ZMĚNIT.

JSME TO PŘEDEVŠÍM MY SAMI A NAŠE POSTOJE.

*) Náplň ochrany přírody je v citovaném dokumentu vymezena – na rozdíl od československých zvyklostí – jako (1) ucho-vání podstatných ekologických procesů základů života („life – support systems“, „Lebensgrundlagen“, (2) uchování ge-netické diversity, (3) zajištění trvalého využití druhů a ekosystémů.

VĚCNÝ REJSTŘÍK

Polotučně vtištěná čísla odkazují na stránky, na nichž lze nalézt objasnění příslušného pojmu.

Jména organismů a názvy jejich společenstev nejsou zahrnuty. Dvojjmenné odborné termíny s přidavným jménem jsou řazeny podle prvních písmen podstatného jména ve složenině.

- acidifikace půd 97 a d.
- acidita 99
- akumulace biomasy 123
- antropofyty 64 a d.
- antropoekologie 40
- archeofyty **65**
- atmosféra Země 44 a d., 109, 161
 - oteplování 105 a d.
- autekologie 83
- autochtonní 64, 72, 214
- automatizace biologická 11, 40, **191**
- autoregulace 31, **46**, 89
- autotrofní **40**, 48, 199
- balance — energetická 200
 - energomateriálových toků 49 a d., 191, 196 a d.
 - tepelná 83 a d.
 - vodní 87 a d.
- biocenóza **16**, 37, 38, 51, 130, 161, 202
 - následnost 118, 123, 128
- biocidy 94, 138 a d., 172, **206**
- bioindikace 202, 211
- biogeocenóza 37
- biogeografie ostrovů **93**
- biom 51, 199
- biomasa 32, 47, 51, 78, 127
- bionomie **75**
- biosféra 16, 39
- biota suchozemská 137
- biotop 135
- bod vadnutí 87
- bohatství druhové organismů 57, 62, 67 a d., 83, 85
 - dynamika 57 a d.
 - ochuzování 67 a d.
 - obohacování 64 a d.
- bory 89
 - jedlové 124, 126, 211
- bučiny 68, 72, 183
- býložravci 48
- celek územní velký 150, 152
- cykličnost 30, 181, 185
- cyklus
 - biogeochemický 44, 45, 47
 - dusíku 44, 45, 49
 - fosforu 47
 - hydrologický 45, 195
 - minerálních živin 47, 49
 - uhlíku 44, 47
 - vody 44
 - životní 30, 45
- cykly
 - atmosférický 44
 - biochemický **45**, 49
 - geochemický 45, 52, 195 a d.
- čas
 - jako faktor potřebný k ustavení ekosystémů 124, 125
- čidlo 26
- členění krajiny 147
 - plánovací 152
 - oddílový model 147
- degradace ekosystémů 182
 - krajiny ekologická kritéria 182
- dekompozitor 48
- demekologie 22
- depozice kyselá 97 a d.
- déšť kyselý půd 49, 97
- diagram fázový 159
- diferenciace ekosystémů prostorová 52 a d., 60, 91
- dimenze geosystémů
 - globální 39
 - chorická 40, 41
 - topická 40, 41
- disturbance 76 a d., 82, 200
- diverzita 56, 64, 71 a d., 82, 127, 133, 149, 158
 - vztah ke stabilitě 71 a d.
- doba bronzová 59, 60, 62
- doba setrvání prvků v ekosystému 51, 52
- doby ledové 58
- doubravy habrové 128, 211
 - zakrslé 122
- dráhy lavinové 60, 82
- draslík 45, 50, 98
- druhy rostlin
 - autochtonní 64
 - hemerochorní 64
 - imigrující 75 a d.
 - „klímaxové“ 75, 134
 - oligotrofní 79, **88**

- pionýrské 75, 164
- zplanělé 65
- dubobučiny 68
- dusík 44, 47, 50, 51, 69, 79, 88, 100, 104 a d., 109
- dynamika krajiny 54, 157
 - principy 83 až 109
- edafon 95, 178
- efekt skleníkový 105 a d.
- ekologie 37, 141
 - člověka 40
 - krajinná 16, 39, 40
 - vznik 39 a d.
- ekosystém 16, 37 a d.
 - antropogenní 213
 - globální 39
 - mokřadní 40, 65, 208
 - přirozený 75, 213, 214, 216
 - suchozemský 38, 40, 180, 192, 200
 - umělý 40
 - vodní 40, 47, 189, 190
 - vyspělý 119, 121, 126, 149
 - zralý 119, 121, 124, 163, 219
- ekosystémy
 - modelování 192 a d.
 - novelizace 61 a d.
 - základní typy rozmanitosti 40
- ekotop 16, 38, 41, 53, 60 a d., 87, 89, 91, 93, 123, 126, 128, 206, 211, 212
 - prostorové vymezení 52 a d.
- elastická 183
- emise průmyslové
 - dusíku 96
 - plynné 91, 96
 - síry 96
- energie dodatková 144, 190, 191, 219, 220
- entropie 21, 191
- eroze půdy 60, 61, 128, 182, 197
- eutrofizace půd a vod 79, 104 a d.
- eutrofni 101
- evapotranspirace 45
- evoluce 57, 58, 76, 108, 118, 142
- faktor
 - ekologický 83 a d., 179, 181 a d.
 - stresový 170, 173, 181
- faktory
 - abiotického prostředí 83 a d.
 - cizí ekologickému systému 180 a d.
 - ekologické 39
- rušivé 179, 181
- vlastní 180
- vnější 180
- vnitřní 180
- fáze vývoje půd podle Ulricha 99 a d.
 - agrační 102
 - deacidifikační 102
 - dezintegrace 102
 - kryptopodzolizační 102
 - podzolová 103
- flóra 57, 64, 78, 79, 83
- fluktuace 20, 29, 120, 174, 179, 183, 184
- formy růstu populace (tvaru „J“ a „S“) 28–29
- fungování krajiny 40
 - ekologické principy 54
- geobiocén 208 a d.
- geobiocenóza 37, 38, 209, 210
- geoekologie 39, 40
- geografie 37, 41
- geosystém 16, 38, 190–192, 194
 - topický 39
 - chorický 39
 - globální 39
- gradace 29, 30, 158
- gradient 54
 - dusíku 105
 - klimatický trojrozměrný 92
 - teplotní 85
 - vláhý 87
- habřiny výmladkové 60
- halofyty 88
- hemerochory 64
- herbivor 48
- heterotrofni 48, 199, 200
- hlíny nivní naplavené 60
- hmota organická odumřelá 51, 199
- hmyz 57, 67, 183, 205
- hnojiva 47, 49, 104
 - průmyslová 61, 105
- holocén 57–62
- homeorhéza 113 ad., 124
- homeostáza krajiny 144
- homeostáza 112 a d., 126, 131, 144–156, 161, 169, 172, 191
 - primární 144–154
 - sekundární 144–156
 - terciární 145–155
- jako sociální výtvar 145 a d.

- podmínky 112
- hospodářství naturální 60
- hospodaření ekologizované 144
- humus 98, 100, 103, 202
 - pokrývný 100
 - půdní 50
 - surový 109, 130
- hydrobiocenózy 38, 47, 69, 206
- hydrosféra 137
- hypotézy o příčinách odolnosti ekosystémů 70–80
- charakteristiky stability 182
 - procesuální 195 a d.
 - strukturální 202 a d.
- imigrace organismů 47, 72, 91
- imise průmyslové 96, 97, 104, 178, 180, 182, 205
 - dálkový přenos 96, 177
- „imunita“ přirozených společenstev 72 a d.
- intenzifikace využívání půdy 61
- interakce populací subsystémů 29 a d., 70 a d.
- introdukce 64, 79
- ionty
 - koncentrace 50
 - vodíkové 99
- jedliny 69
- kalcifyty 88
- kapacita prostředí nosná 29, 123, 124, 134
- kapacita maximální kapilární půdy 87
- karnivor 48
- katastrofa ekologická 162, 169–175, 172, 190, 220
- katéna 53
- klima 54, 83 a d., 92, 128, 161
- klimax 119, 121, 126, 128, 129 a d., 138, 144, 202, 203
 - edafický 128
 - klimatický 128
- kolísání populací 29 a d.
- koloběh
 - vody 44–45
 - živin 44–45
- koncentrace škodlivin 93, 103
- konkurence 75, 77, 89, 133 a d.
- konstantnost 181, 182, 185
- kontinuum bionomických strategií 75
- konzumenti 47
- kostra ekologické stability 222
- krajina
 - pojetí ekosystémové 12, 54, 192, 194, 206
 - geosystémové 16, 40, 192, 194
 - principy vymezení 42, 54, 64
- kritéria stability
 - biogeochemická 198
 - biologická 198
- kybernetika 25 a d., 34, 191
- kyselost 46, 94, 96, 97 a d., 105
 - číslo pH 49, 88, 95, 98, 99
- kyslík uhlíčitý 44, 45, 105, 106 a d., 156, 158
- labilita ekologická 158, 160, 162, 179, 180, 183, 206, 219
- lada stepní 128
- les
 - jehličnato-listnatý 161
 - lužní 65, 121
 - opadavý listnatý 131
 - přirozený 202, 205
 - střední 88
 - střeoevropský hospodářský 61, 204
 - umělý 205, 206
- lesy
 - důsledky oteplení 107 a d.
 - jedlové 68
 - smrkové monokulturní 204
 - sukcese 123, 126
- litosféra 137
- louky 68, 104, 124
 - krátkostébelné ostricové 69
 - kulturní nehojené 68, 69
 - květnaté 68, 128
 - rašelinné 102
- luh 43
- makroklima 92
- mechanismy autoregulační 22, 34, 91, 173, 179
- metabolismus 188
- mezoklima 54
- migrace 108
- mineralizace 45, 46
- mokřady 206
 - slané 68, 197, 200
- model
 - deterministický 191
 - rezistence 197, 204
 - stochastický 191
 - Odumův využívání území 147 a d.

- stability ekosystémů
 - mechanický 164 a d.
- modely ekosystémů 37, 159 a d., 193
 - resilience biomů 198 a d.
 - sukcesních stadií 197, 202–203
- modelování ekosystémů 37, 192 a d.
 - předpoklady 192
- mokřady 128
- mykorrhiza 95
- narušování ekosystémů 75, 94, 133–138
 - podle intenzity 133
 - podle frekvence 133
- následnost ekosystémů časová 120
- nasycení půd bázemi 95, 98
- nasycenost druhová 73 a d.
- neofyty 65
- nitrifikace 49, 100
- nitrofilny 88, 100, 104
- nivy toků 65
- obvod plánovací 152
- odchyly regulační 26
- odolnost 96
 - ekosystémů 70, 189
 - společenstev 21
 - teoretická vysvětlení 70 a d.
- odsiřování 97
- odtok vody
 - podzemní 194
- odumírání lesů 96 a d.
- oheň jako ekologický faktor 131, 162
- okyselování půd 97, 102
- oligotrofní 88, 101
- opad 46, 51, 141
- optimalizace ekologická 150, 179, 219
- ostrovy a teorie migrace 93
- oteplování atmosféry Země 58, 105–109
- ovzduší 44 a d., 49, 92, 105, 109
- oxidy
 - síry 49, 96, 98
 - dusíku 96 a d.
- ovzduší 138
- paliva fosilní 158
- pásma tlumivá půd 99 a d.
- pásma tlumivá
 - hliníku 100
 - silikátové 99
 - uhličitanové 99
 - výměnné 99–100
 - železa 100
- parazit 48, 89
- pásmovitost vegetace 84 a d.
- pastva 126, 131, 137, 138
- pedosféra 137
- permafrost 130
- pesticidy 172
- plánování 152
 - prostorové 150, 221
 - územní 152, 219, 224
- plevele 64, 68, 124
- pole homeostatické 161 a d.
- pole stresových reakcí 163
- populace 18 a d., 22, 29, 34, 134, 136, 202
- posloupnost časová ekosystémů 91, 118 a d.
- postglaciál 58 a d.
- povodí pokusné 49, 50
- procesy stochastické 191
- producenti primární 40, 45, 48
- produkce biomasy 127, 182
 - čistá primární 46, 127
- prognózování ekosystémů 83–93, 105–109, 178, 175
 - antroponní 93–109
 - principy autekologický 83–88
 - časové dynamiky 91
 - dynamické rovnováhy 93
 - strukturální 91–92
 - synekologický 89
 - zpětné vazby 91
- propady z ekosystému 45, 49
- prostředí abiotické 83–89
- pružnost systému 184
- předsudky poznávací 22
- příroda
 - vývoj po ledových dobách 58–62
- přirozenost vegetace
 - typizace 214 a d.
- přístup ke krajině
 - ekosystémový 42, 54, 191, 192, 194, 206
 - geosystémový 18, 40, 102, 191, 194
- půda
 - jako subsystém 87, 88
- půdy
 - ekologické vlastnosti co do vláhý 19, 50, 87, 88, 89
- pufrace 99–101
- působení ekologických faktorů
 - extrémní 179
 - normální 179
- quasistacionární 21, 22

- rašelinění 79
- rašeliníště 58, 62, 69, 126
- rašeliníštní 77
- reakce půdní 88
- receptor 17
- recyklace v ekosystému 46
 - dusíku 45, 46, 49, 50, 52
 - minerálních látek 45, 48, 50
- region urbanistický 150
- regulace kybernetická 25–28
- regulátor 26, 27
- rekolonizace vegetací 119 a d.
- resilience 163–166, 169, 181, 183, 184, 198, 199, 200
 - lesních půd 99 a d., 102
- respirace 45, 121
- režim
 - trofický 88
 - vláhový 87
- rekultivace 62
- „r-K“ kontinuum 75–76
- revoluce
 - neolitická 60
 - průmyslová 61
- rezistence 17, 163–166, 171, 181, 182, 184, 198, 202, 205 a d.
- rostliny
 - kalcifilní 88
 - nitrofilní 88
 - odolné proti stresu 77
 - oligotrofní 88
 - ruderalní 77
 - slanomilné 88
 - stín snášející 77
 - světlomilné 77
 - teplomilné 109
- rovnováha dynamická 18, 21, 22, 52, 93, 112 a d., 131, 228
 - ekologická 179
 - středomořské krajiny 131
- rozkladači 44, 45, 47, 48, 52, 100
- rozvoj společnosti trvale udržitelný 145, 223
- rozvrat vegetačního krytu 107
- ruderalní 77, 214
- rychlost růstu 77, 78
- řada trofická 100–102
- saprofág 48
- sdužování organismů 89
- série sukcesní 118–122, 126
- signál regulátoru výstupní 26, 27, 31
- schopnost půd tlumivá 99–102
- slaniska 69
- smrčiny 96, 107, 180, 205–206
 - klimaxové 68, 69, 96, 128
 - monokulturní 101 a d., 204–206
- smyčka zpětnovazební 34, 191
- spad suchý 97
- splachy erozní 60, 61, 144, 225
- společenstva
 - azonální 129
 - extrazonální 129
 - náhradní 211, 213
 - ohrožená 69
 - zonální 128, 129
 - plevelů 60, 65, 68
 - podmořských řas 134
 - vátých písků 68
- stabilita 17–18, 70, 157 a d., 163
 - bioindikace 206–216
 - ekologická 17, 18, 22, 34, 112, 118, 126, 158 a d., 161, 166, 179 a d., 189, 191, 195, 200, 217, 228
 - mechanická 17, 18
 - vůči vnějším podnětům 18, 22, 219
 - „globální“ 158, 159, 163
 - lokální 160, 163
 - základní typy 157 a d., 179 a d.
- stabilizace ekologická 17, 18, 22, 219, 220
 - stacionární 17
- stadia stresové reakce 170, 172
 - poplachové 171
 - rezistence 171
 - vyčerpání 172
- stadia sukcesní 121, 123, 126
 - druhová skladba 134, 119 a d., 202
 - model 123, 161, 189, 198
- stadium sukcesní 126, 127
 - blokové 128
 - iniciální 128, 164
 - klimaxové 128, 129, 144, 164
- stanoviště viz ekotop
- stav systému quasistacionární 21, 22, 44, 46
 - rovnovážný 18, 21, 22, 52, 92, 112 a d., 131, 228
 - stacionární 18, 21
- strategie druhů bionomické 75, 76
 - „r-K“ 75, 100, 164
 - „C-S-R“ 76–79
 - primární 78
 - sekundární 78

- stres 31, 77, 104, 162, 163, **169–172**
 – chemický 99, 104, 172
 – podle Grima 76, 77, 169
 – podle Selyeho **169–172**
- stresor 96, **169**, 170, 171, 189, **190**, 219
- stresory velkoplošné 94 a d.
- strategie ochrany přírody světová 228, 229
- stupně vegetační Zlatníkovy **83**, 84, 85
 – klimatické charakteristiky **84**, 107
- struktura krajiny – principy 54
 – abiotický 147
 – adaptivní 26
- sukcese
 – allogenní 120
 – autogenní 120
 – ekologická **118** a d.
 – ekosystémů 121, 161
 – inventivní 26
 – krajiny 141 a d.
 – výhrady 130, 142–152
 – mechanický 26
 – primární 121
 – redukcionistické pojetí 119
 – sekundární 121, 126, 202
 – systémové pojetí 119
 – uzavřený 17
- synantropie 64, 70, 214
- syndrom obecný adaptační **170**
- synekologie 16, 22, 38, 89
- systém **16**
 – adaptivní 26, 28 a d., 145
- systém biotický 54, 71, 89, 201
 – inventivní 26, 142, 147
 – konzumentů 46
 – mechanický 26
 – otevřený **17**
 – primárních producentů 45, 46, 83
 – rozkladačů 45, 46
- systémy územní ekologické stability 218 a d., **223**
 – dělení podle významu 223, 224
 – kritéria vymezování 222, 223
 – lokální 224
 – nadregionální 224
 – regionální 223, 226
- šlechtění kulturních plodin 75, 78
- téorie
 – katastrof 115
 – klimaxová 128
- pochybnost 129–131
 – sukcese 114, 128, 129
 – systémová 16
 – vývojová 118
- teplo jako ekologický faktor 83–85
- tlumivost půd 99 a d.
 – pásmo hliníku 100–102
 – pásmo silikátové 99–102
 – pásmo uhličitánové 99–102
 – pásmo výměnné 99–102
 – pásmo železa 100–102
- toky v ekosystému
 – bilancování 44, 48–52, 195–197
 – energie 44–46
 – energomateriálové **46**, 47, 48, 54, 94, 191, 200
- toposérie 53
- travníky suchomilné 20, 21, 68
- tundra 200
- „tundra“ subalpínská 102
- typizace vegetace podle přirozenosti 214–**216**
- úhor 60
- vápník 50, 51, 93, 98
- vazby zpětné 25, 33, 35, 91, 190
 – negativní 28, **29**, 34, 131
 – pozitivní **28**, 34, 131
- vegetace
 – azonální **129**
 – a podnebí 83–86
 – a půda 63, 87–88
 – extrazonální **129**
 – kulturní 213
 – přírodní 209
 – přirozená 42, 129, 205, 216
 – potenciální přírodní 83, 129, 210
 – původní 57
 – rekonstruovaná přírodní 129, 136, 209, 210
 – stres po použití herbicidů 172
 – typizace 213–216
 – vývoj sekulární 58–62
 – zonální 128
- vektory energomateriálových toků
 – biologické 195, 196
 – geologické 196
 – meteorologické 195
- veličina
 – akční vstupní 26, 27

- akční výstupní 26, 27, 31
 – poruchová 26, 27, 31
 – regulovaná 26, 27, 31
 – řídicí 26, 27, 31, 173
- vláha jako ekologický faktor 87
- vliv člověka na vegetaci 93–109, 171–173
 – obohacující 64–66
 – ochuzující 67–69
- vlivy antropogenní 60–62, 93–115, 181, 221
- voda kapilární 87
- vřesoviště 68, 102, 128
- vstupy do ekosystému 47
- vymezení ekosystému
 – funkční 44–51
 – prostorové 40, 52–54
- výnos 219–220
- výpěstky šlechtěné 47
- výstup z ekosystému 45, 46, 47, 149, 189
- vývoj vegetace sekulární 58–62
- využití území
 – Odumův model 147 a d., 221
 – plánování 150–152, 221 a d.
- využívání
 – kompromisní 150–152
 – monofunkční 149
- zákony termodynamické 21
- záření jako ekologický faktor 40
- zatížení kritické 189
- zdroje přírodní 40, 47, 150
- zemědělství 137, 142, 219, 220
- neolitické 60 a d.
 – předindustriální 62, 142–143
 – zprůmyslněné 144 a d.
 – tradiční 60–62
- zkoumání krajiny – přístupy
 – ekosystémový 40, 174, 192
 – geosystémový 40, 174, 192
- zkyselování půd 98
- změny ekologických systémů
 – katastrofické 172, 185
 – kritické 172, 185
 – únosné 185
 – zanedbatelné 185
- změny organických systémů
 – adaptivní 114, 120
 – cyklické 120
 – nahodilé 120
 – progresivní 118
 – regresivní 118
- znečištění ovzduší – důsledky na vegetaci 94, 96 a d., 137, 138, 204
- zóna
 – kompromisní 149–150
 – městského a průmyslového prostředí 147–150
 – ochranná 147–150
 – produktivní 149
- zónování funkční krajiny podle Oduma **147–156**
- živiny minerální 44, 45, 50, 60, 87–88

LITERATURA A PRAMENY

(V závorce na konci anotace jsou uváděna čísla kapitol této práce, v nichž je pramene používáno)

- Ambros Z., 1990: CHARAKTERISTIKY ABIOTICKÉHO PROSTŘEDÍ EKOSYSTÉMŮ JAKO PODKLAD PRO HODNOCENÍ STAVU A VÝVOJE ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ. Závěrečná zpráva 1 — 7 — 4/C 1 — 3, VŠZ Brno (3).
- Ambros Z., 1986: FYTOINDIKACE PROSTŘEDÍ PŘÍRODNÍCH A PŘÍROZENÝCH LESŮ ČSSR. *Folia universitatis agriculturae*, řada A. Lesnická fakulta VŠZ Brno (3).
- Ambros Z., 1982: K OTÁZCE STABILITY LESNÝCH EKOSYSTÉMŮ. *Ekológia (ČSSR)* 1/1: 257—264 (9).
- Ambros Z., Michal I., 1989, 1990: ZÁKLADNÍ TYPY EKOLOGICKÉ STABILITY I, II. *Živa* 37/6: 249—253, 38/1: 6—10 (9).
- Armand A. D., 1975: INFORMACIONNYYE MODELI PRIRODNYCH KOMPLEXOV. Nauka Moskva (3).
- Ashby W. R., 1961: KYBERNETIKA. Z anglického originálu z roku 1956 přeložil Karel Berka. Malá moderní encyklopedie, sv. 23. Orbis, Praha (2).
- Bazzas F. A., 1983: CHARACTERISTICS OF POPULATIONS IN RELATION TO DISTURBANCE IN NATURAL AND MAN-MODIFIED ECOSYSTEMS. In: Mooney H. A. et Godron M. (eds.): *Disturbance and Ecosystems*: 12—28. Springer Verlag New York-Heidelberg-Berlin (3, 5).
- Begon M., Harper J. L., Townsend C. R., 1987: ECOLOGY. INDIVIDUALS, POPULATIONS AND COMMUNITIES. Druhé upravené vydání. Blackwell Scientific Publications. Oxford — London — Edinburgh — Boston — Palo Alto — Melbourne (3, 5, 6, 9).
- Bennet R. J., 1978: SPATIAL TIME SERIES: ANALYSIS, FORECASTING AND CONTROL. Pion Press, London.
- Bennet R. J., Chorley R. J. 1978: ENVIRONMENTAL SYSTEMS. Methuen and Comp. Ltd., London (2).
- Bertalanffy L. von, 1972: ČLOVĚK — ROBOT A MYŠLENÍ. Z angličtiny přeložil Jan Kamarýt. Filosofie a současnost sv. 23. Svoboda Praha (1).
- Bibikow D. J., 1988: DER WOLF. Die Neue Brehm-Bücherei sv. 587. A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt (2).
- Blažek B. a kol., 1979: TEORIE A METODOLOGIE ANTROPOEKOLOGICKÉHO SYSTÉMU ÚZEMÍ. Dílčí úkol VI — 3 — 2/1a. ÚKE ČSAV, Průhonice u Prahy (8).
- Blažek B., 1985: METODOLOGICKÝ KOMENTÁŘ K VYBRANÝM PASÁŽÍM KNIHY Naveh — Lieberman: LANDSCAPE ECOLOGY. Rukopis pro SVOP Bratislava (2, 4, 5, 8).
- Bormann F., Likens G. E., 1979: PATTERN AND PROCESS IN A FORESTED ECOSYSTEM. Springer Verlag, New York — Heidelberg — Berlin (3, 5, 8, 9).
- Buček A., Lacina J., 1977: HODNOCENÍ BIOGEOGRAFICKÝCH POMĚRŮ CHRÁNĚNÉ KRAJINNÉ OBLASTI ŽDÁRSKÉ VRCHY. Zprávy Geografického ústavu ČSAV 14/21—57, Brno (9).
- Buček A., Lacina J., 1981: VYUŽITÍ BIOGEOGRAFICKÉ DIFERENCIACE PŘI OCHRANĚ A TVORBĚ KRAJINY. Sborník Čs. geografické společnosti 86/1: 44—50 (9, 10).
- Buček A., Lacina J., 1984: BIOGEOGRAFICKÝ PŘÍSTUP K VYTVÁŘENÍ ÚZEMNÍCH SYSTÉMŮ A EKOLOGICKÉ STABILITY KRAJINY. Zprávy Geografického ústavu ČSAV Brno 21/4: 27—35 (9, 10).
- Buček A., Lacina J., Löw J., ÚZEMNÍ SYSTÉMY EKOLOGICKÉ STABILITY KRAJINY. *Životné prostredie* XX/2: 82—86 (10).
- Buček A., Löw J., 1984: ÚZEMNÍ ZAJIŠTĚNÍ EKOLOGICKÉ STABILITY JAKO SOUČÁST OPTIMALIZACE HOSPODAŘENÍ V KRAJINĚ: 35—41. Ekologická sekce ČSBS při ČSAV, Svatý Petr (9, 10).
- Buček A., Michal I., eds., 1985: EKOLOGICKÝ GENEREL ČSR. Studie pro SKVTŘI, Geografický ústav ČSAV Brno — Terplan Praha (9, 10).
- Busch K. F., Uhlmann D. et Weise G., 1983: INGENIEURÖKOLOGIE. VEB Gustav Fischer, Jena (6, 8).
- Cannon W. B., 1932: THE WISDOM OF THE BODY. Kegan Paul London 1932 (4).
- Clements F. E., 1916: PLANT SUCCESSION. An analysis of the development of vegetation. Carnegie Inst., Washington (5).
- Čížek F., 1981: FILOZOFIE A BIOLOGICKÁ TEORIE. *Filozofie a současnost* sv. 33. Svoboda, Praha (5).
- Dahl E., 1990: PROBABLE EFFECTS OF CLIMATIC CHANGE DUE TO THE GREENHOUSE EFFECT ON PLANT PRODUCTIVITY AND SURVIVAL IN NORTHERN EUROPE. In Holten J. I. (ed.): *Effects of climate change on terrestrial ecosystems*: 7—18. NINA, Trondheim (3).
- De Angelis D. L., 1980: ENERGY FLOW, NUTRIENT CYCLING AND ECOSYSTEM RESILIENCE. *Ecology* 61: 764—771 (8).
- Demek J., 1974: SYSTÉMOVÁ TEORIE A STUDIUM KRAJINY. *Studia Geographica* sv. 40. Geografický ústav ČSAV, Brno (3).
- Demek J., Quitt E., Raušer J., 1976: ÚVOD DO OBEČNÉ FYZICKÉ GEOGRAFIE. Academia Praha (3).
- Ellenberg H. (ed.), 1973: ÖKOSYSTEMFORSCHUNG. Springer Verlag Berlin — Heidelberg — New York (3, 9).
- Ellenberg H., 1978: VEGETATION MITTELEUROPAS MIT DEN ALPEN IN ÖKOLOGISCHER SICHT. Eugen Ulmer, Stuttgart (3).
- Ellenberg H. junior, 1985: VERÄNDERUNGEN DER FLORA MITTELEUROPAS UNTER DEM EINFLUSS VON DÜNGUNG

- UND IMMISSIONEN. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 136/1: 19–39 (3).
- Fanta J., 1991: THE POTENTIAL EFFECTS OF ANTICIPATED CLIMATIC CHANGE ON FORESTS IN CENTRAL EUROPE. In: Proceedings European IALE – Seminar on Practical Landscape Ecology, Vol. IV: 35–41. Forlaget Geo Rue, Roskilde (3).
- Fanta J., 1991: POSSIBLE IMPACT OF GLOBAL CLIMATIC CHANGE ON FORESTED LANDSCAPES IN CENTRAL EUROPE: A REVIEW. Rukopis (3).
- Fedorenko U. P., Rejmers N. F., 1977: SISTEMNYJE PRINCIPIY PRIRODOPOLZOVANIJA. In: Sistemnyje issledovanija prirody, sv. 104: Voprosy geografii. Mysl., Moskva (10).
- Feoli E., Lausi D., Pignatti S., 1975: GRUNDSÄTZE EINER KAUSALEN ERFORSCHUNG DER VEGETATIONS DYNAMIK. In: Sukzessionsforschung: 1–12. J. Cramer, Vaduz (5).
- Forman R. T. T., 1982: INTERACTION AMONG LANDSCAPE ELEMENTS. A CORE OF LANDSCAPE ECOLOGY. In: Tjallingi S. P. (ed.): Perspectives in Landscape Ecology: 35–48. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen (3, 8).
- Forman R. T. T., Godron M., 1986: LANDSCAPE ECOLOGY. John Wiley and Sons, New York – Chichester – Brisbane – Toronto – Singapore (1, 3, 5, 6, 9).
- Franz E. H., 1981: A GENERAL FORMULATION OF THE STRESS PHENOMENA IN ECOLOGICAL SYSTEMS. In: Stress Effects on Natural Ecosystems. John Wiley and Sons, Chichester – New York – Brisbane – Toronto – Singapore (7).
- Fukarek F. a kol., 1979: PFLANZENWELT DER ERDE. Urania Verlag Leipzig Jena Berlin (3).
- Gigon A., 1974: ÖKOSYSTEME – GLEICHGEWICHTE UND STÖRUNGEN. In: Leibundgut H. (ed.): Landschaftschutz und Umweltpflege: 16–39. Huber Comp., Frauenfeld (4).
- Gigon A., 1984: ÖKOLOGISCHE STABILITÄT UND INSTABILITÄT MIT BEISPIELEN AUS GEBIRGSÖKOSYSTEMEN. In: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Bern 1982), sv. XII: 13–29 (9).
- Godron M., Forman R. T. T., 1983: LANDSCAPE MODIFICATION AND CHANGING ECOLOGICAL CHARACTERISTICS. In: Disturbance and Ecosystems: 12–28. Springer Verlag (4).
- Gorizontov P. D. (ed.), 1981: GOMEOSTAZ. Medicina Moskva (4).
- Grime J. P., 1981: PLANT STRATEGIES AND VEGETATION PROCESSES. 2. upravené vydání. John Wiley and Sons. Chichester – New York – Brisbane – Toronto (3).
- Hadač E. a kol., 1977: COMPLEX INTERDISCIPLINARY INVESTIGATION OF LANDSCAPE. Landscape Planning 4: 333–348 (3).
- Hardy R. N., 1976: HOMEOSTASIS. Studies in Biology No 63. Edward Arnold Publishers, London (4).
- Hašková J., 1991: LINOVÉ FORMACE ROZPTÝLENÉ ZELENÉ, MOŽNÉ ZPŮSOBY HODNOCENÍ JEJICH STRUKTURY A FUNKCE V KRAJINĚ. Rukopis. VŠZ Praha, Institut aplikované ekologie Kostelec n. Černými lesy (3).
- Hendrych R., 1978: PŮVODNÍ NEBO NEPŮVODNÍ ROSTLINY NAŠÍ KVĚTENY. Živa XXVI/1: 2–5 (3).
- Holling C. S., 1977: RESILIENCE AND STABILITY OF ECOSYSTEMS. In: Jantsch E. et Waddington C. H. (eds.): Evolution and Consciousness. Addison – Wesley Publishing Comp., Massachusetts (6, 8).
- Holling K. S. (red.), 1981: EKOLOGIČESKIE SISTEMY. Adaptivnaja ocenka i upravlenije. Překlad z anglického originálu 1978. Izdatelstvo Mir, Moskva (6).
- Horn H. S., 1981: SUCCESSION. In: May R. M. (ed.): Theoretical ecology: Principles and Applications: 253–271. Blackwell Scientific Publications, Oxford (5).
- Horn H. S., 1975: MARKOVIAN PROCESSES OF FOREST SUCCESSION. In: Cody, M. L. et Diamond, J. M., eds.: Ecology and Evolution of Communities: 196–213. Belknap, Cambridge – Massachusetts (5, 9).
- Horník S. a kol., 1982: ZÁKLADY FYZICKÉ GEOGRAFIE. SPN Praha (4, 5).
- Huba M., 1984: STABILITA (DYNAMICKÁ ROVNOVÁHA) KRAJINNÉHO SYSTÉMU. Geografický časopis SAV 36/3: 267–285 (5, 6).
- Charvát J., 1969: ŽIVOT, ADAPTAČE A STRES. Státní zdravotnické nakladatelství, Praha (4, 7).
- IUCN – UNESCO, 1980: A WORLD CONSERVATION STRATEGY – DIE WELTSTRATEGIE FÜR DIE ERHALTUNG DER NATUR. In: Unesco Courier, 33/5: 36–38 (Závěr).
- Jacobs J., 1975: DIVERSITY, STABILITY AND MATURITY IN ECOSYSTEMS INFLUENCED BY HUMAN ACTIVITIES. In: Unifying Concepts in Ecology: 187–207. Dr. W. Junk Publishers, Haag (4).
- Jantsch E., 1975: DESIGN FOR EVOLUTION: Self-Organization and Planning in the Life of Human Systems. George Braziller, New York (2).
- Jeník J., 1970: HOMEOSTASE KRAJINY. In: Acta ecologica naturae ac regionis 1 – 2: 5–7, Terplan, Praha (4).
- Jeník J., 1980: ECOLOGICAL MEANING OF STABILITY. In: Stability of spruce forest ecosystems: 7–16, VŠZ Brno (6, 8).
- Kaule G., 1986: ARTEN- UND BIOTOPSCHUTZ. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart (3).
- Kikkawa J., Anderson D. J., 1986: COMMUNITY ECOLOGY: Pattern and Process. Blackwell Scientific Publications, Melbourne – Oxford – London (9).

- Klimo E. (ed.), 1980: STABILITY OF SPRUCE ECOSYSTEMS. International Symposium, VŠZ Brno (6).
- Klötzli F., 1983: EINFÜHRUNG IN DIE ÖKOLOGIE Hallwag A. G., Bern (2).
- Kudrna J. a kol., 1988: BIOSFÉRA A LIDSTVO, Academia, Praha (Úvod, 3).
- Lamb H. H., 1984: CLIMATE IN THE LAST THOUSAND YEARS: Natural climatic fluctuations and change. In: Flohn H. et Fantechi R. (eds.): The climate of Europe: past, present and future: 25–64. Reidel, Dordrecht (3).
- Larsen J. A., 1980: THE BOREAL ECOSYSTEM, Academic Press, New York – London – Toronto (5).
- Larcher W., 1988: FYZIOLOGICKÁ EKOLOGIE ROSTLIN. Překlad z německého originálu (1984) V. Bauer. Academia, Praha (3).
- Lepš J., Spitzer K., 1988: BIONOMICKÉ STRATEGIE ROSTLIN A ŽIVOČICHŮ. Vesmír 68/5: 523–526 (3).
- Leser H., 1978: LANDSCHAFTSÖKOLOGIE. 2. vydání. Eugen Ulmer, Stuttgart (3, 6).
- Librová H., 1990: SOCIÁLNÍ PODMÍNKY PRO EKOLOGIZACI ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINY. In: Strategie trvale udržitelného rozvoje, sv. 2: 34–40. Ekologická sekce při ČSAV – MŽP ČR (5, 10).
- Lipský Z., 1991: VYUŽITÍ ANALÝZY HISTORICKÉHO VÝVOJE KRAJINY PRO VYMEZOVÁNÍ ÚZEMNÍCH SYSTÉMŮ EKOLOGICKÉ STABILITY – VITICKO. Rukopis v rámci Státního programu péče o životní prostředí. VŠZ Praha, Institut aplikované ekologie Kostelec n. Černými lesy.
- Losos B. a kol., 1984: EKOLOGIE ŽIVOČICHŮ. SPN, Praha (2).
- Löw J. a kol., 1986: ZÁSADY PRO VYMEZOVÁNÍ A NAVRHOVÁNÍ ÚZEMNÍCH SYSTÉMŮ EKOLOGICKÉ STABILITY KRAJINY. Metodická pomůcka, Agropojekt, Brno (9, 10).
- Ložek V., 1973: PŘÍRODA VE ČTVRTOHORÁCH. Academia Praha (3).
- Ložek V., 1977: CO DNES VÍME O VÝVOJI STŘEDOEVROPSKÉ KRAJINY V POLEDOVÉ DOBĚ. Živa 25/4: 122–135 (3).
- Margalef R., 1969: DIVERSITY AND STABILITY: A Practical Proposal and a Model of Interdependence. In: Diversity and Stability in Ecological Systems. Brookhaven Symposia in Biology No 22: 25–38 (3).
- Mac Arthur R. H., Wilson E. D., 1967: THE THEORY OF ISLAND BIOGEOGRAPHY. Princeton University Press, Princeton, New York (3, 6).
- Martiš M., 1988: ČLOVĚK VERSUS KRAJINA. Horizont Praha (3, 10).
- Mařík V. a kol., 1981: TEORIE AUTOMATICKÉHO ŘÍZENÍ I. Ediční středisko ČVUT Praha (2).
- Matuszkiewicz J. M., 1981: AUSWERTUNG MITTELMASSSTÄBLICHER KARTEN DER POTENTIELL NATÜRLICHEN VEGETATION ZUR ABGRENZUNG ÖKOLOGISCH-LANDSCHAFTLICHER RAUMEINHEITEN. Arch. Naturschutz und Landschaftsforschung, 21/1: 21–33 (3).
- Mech L. D., 1966: THE WOLVES OF ISLE ROYALE. Fauna of the National Parks of the USA, vol. 7. US Government Printing Office Washington (2).
- Mičian L., 1984: POKUS O NOVÚ DEFINÍCIU KRAJINNEJ EKOLÓGIE (GEOEKOLÓGIE). Ekológia 3/1: 109–121, Veda SAV Bratislava (3).
- Michal I., 1977: EKOLOGICKÁ STUDIE ÚDOLNÍ NIVY ŘEKY ODŘY. Studie pro Hydroprojekt Brno, Terplan (9).
- Michal I., 1985: EKOLOGICKÝ GENEREL ČSR. Textová část studie pro SKVTRI Praha – Brno, Terplan, Geografický ústav ČSAV.
- Michal I., 1987: EKOLOGICKÁ STABILITA. Kritická rešerše soudobých názorů. ČSVTS – pobočka Terplan (1–10).
- Michal I. 1990: EKOSYSTÉM – GEOSYSTÉM – GEOBIOCENÓZA: Srovnání z hlediska teorie systémů. Živa XXVIII/1: 2–3 (3).
- Michal I. 1982: PRINCIPIY KRAJINÁŘSKÉHO HODNOCENÍ ÚZEMÍ. Architektura a urbanismus XVI/Z: 65–87. Veda SAV Bratislava (5).
- Michal I., 1984: ZMĚNY PŘEDSTAV O POSTAVENÍ ČLOVĚKA V EKOSYSTÉMU. In: Moldan B. (ed.): Optimalizace hospodaření v krajině: 42–44. Ekologická sekce ČSBS při ČSAV, Svatý Petr (3, 10).
- Michal I., Petříček V., 1988: METODICKÉ PODKLADY PRO BILANCI VÝZNAMNÝCH KRAJINNÝCH PRVKŮ V KRAJÍCH ČSR. Charakteristiky sociokoregionů ČSR. Odborné a metodické publikace ŠÚPOP sv. 6, Praha (10).
- Ministerstvo zemědělství a výživy ČSR, 1967: KONCEPCE TVORBY A OCHRANY ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ A RACIONÁLNÍHO VYUŽÍVÁNÍ PŘÍRODNÍCH ZDROJŮ DO ROKU 2000. (10).
- Ministerstvo životního prostředí ČR (Michal I. a kol.) 1991: ÚZEMNÍ ZABEZPEČOVÁNÍ EKOLOGICKÉ STABILITY. Teorie a praxe (10).
- Moldan B., 1983: KOLOBĚH HMOTY V PŘÍRODĚ. Academia, Praha (3, 8).
- Moldan B. a kol., 1980: ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ ČESKÉ REPUBLIKY. Ministerstvo životního prostředí ČR, Academia Praha (3, 10).
- Moravec J., 1969: SUCCESSION OF PLANT COMMUNITIES AND SOIL DEVELOPMENT. Folia geobotanica et phytotaxonomica 4/2: 133–164 (5).
- Moravec J. a kol., 1983: ROSTLINNÁ SPOLEČENSTVA ČSR A JEJICH OHROŽENÍ. Severočeskou přírodou sv. 1. Okresní vlastivědné muzeum v Litoměřicích (3, 5).

- Moravec J., 1989: ORGANISMÁLNÍ, INDIVIDUALISTICKÉ A INTEGROVANÉ POJETÍ VEGETACE. *Preslia* 61/1: 21–44 (5).
- Mueller-Dombois D., Ellenberg H., 1974: AIMS AND METHODS OF VEGETATION ECOLOGY. John Wiley and Sons, New York – London – Sidney – Toronto (3).
- Myers N. (ed.), 1984: GAIA. AN ATLAS OF PLANET MANAGEMENT. Gaia Books Ltd. London, Anchor Press Doubleday et Comp. New York (3).
- Naveh Z., Lieberman A. S., 1984: LANDSCAPE ECOLOGY. Springer Verlag, New York – Berlin – Heidelberg – Tokyo (1, 2, 4, 6).
- Nováková E., 1976: PRVKY KRAJINNÉ STABILITY V OBLASTECH PRŮMYSLOVÉHO ZEMĚDĚLSTVÍ. In: Sborník příspěvků z jarních seminářů o problematice přírodního prostředí, ČSVTS Terplan, Praha (9).
- Odum E. P., 1969: THE STRATEGY OF ECOSYSTEM DEVELOPMENT. *Science* 164: 262–270 (5, 6, 8).
- Odum E. P., 1977: ZÁKLADY EKOLOGIE. Překlad z 3. vydání anglického originálu z roku 1971. Obrtel R. a kol., Academia, Praha (3, 5, 6, 8).
- Odum E. P., 1977: THE EMERGENCE OF ECOLOGY AS A NEW INTEGRATIVE DISCIPLINE. *Science* 195/4284: 1289–1293 (10).
- Odum E. P., 1981: THE EFFECTS OF STRESS ON THE TRAJECTORY OF ECOLOGICAL SUCCESSION. In: Stress Effects on Natural Ecosystems: 269–280. John Wiley and Sons, Chichester – New York – Brisbane – Toronto – Singapore (5, 6, 7).
- O'Neill R. V., 1976: ECOSYSTEM PERSISTENCE AND HETEROTROPHIC REGULATION. *Ecology* 57: 1244–1253 (8).
- Orians G. H., 1975: DIVERSITY, STABILITY AND MATURITY IN NATURAL ECOSYSTEMS. In: Unifying concepts in Ecology: 139–150. Dr. W. Junk Publishers, The Hague (6, 7).
- Peterson R., Allen D., 1983: WOLF-MOOSE FLUCTUATIONS AT ISLE ROYALE. *Acta zoologica Fennica* 174: 251–253 (2).
- Rejmánek M., 1974: DRUHOVÉ BOHATSTVÍ ROSTLIN A ŽIVOČICHŮ. *Vesmír* 53/2: 38–45 (3).
- Rejmánek M., 1976: STRUKTURY, FUNKCE A VÝVOJ SUCHOZEMSKÝCH EKOSYSTÉMŮ. In: Postgraduální kurs biologie: 144–180, SPN, Praha (6).
- Rejmánek M., 1979: STABILITY AND COMPLEXITY IN BIOTIC COMMUNITIES: Theoretical and Empirical Approach. In: Sb. V. Mezinárodní sympóziu o problematice ekologického výzkumu krajiny: 65–72. ÚEBE SAV, Bratislava (6, 8).
- Remmert H., 1980: ÖKOLOGIE. 2. vydání Springer Verlag, Berlin Heidelberg (5, 6, 8).
- Richter H., 1968: NATURRÄUMLICHE STRUKTURMODELLE. *Petermanns Geographische Mitteilungen* 112: 9–14 (3, 8).
- Ružička M., Jurko A., Kozová M., Žigrai F., Svetlosanov V., 1982: EVALUATION METHODS OF LANDSCAPE STABILITY ON AGRICULTURAL TERRITORIES IN SLOVAKIA. In: Vltth International Symposium on Problems of Landscape Ecological Research: 1–31, SAV, Bratislava, Piešťany (8, 9).
- Rychnovská M., 1986: STABILITA A STABILIZAČNÍ FUNKCE TRAVINNÝCH EKOSYSTÉMŮ. Studijní informace ÚEBE SAV, Bratislava (6).
- Selye H., 1966: ŽIVOT A STRES. Slovenský překlad z anglického originálu The Stress of Life. Obzor Bratislava (7).
- Schlüter H., 1982: GEOTANISCHE KENNZEICHNUNG UND VEGETATIONSÖKOLOGISCHE BEWERTUNG VON NATURRAUMEINHEITEN. *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung* 22/2: 69–77 (9).
- Schlüter H., 1982: NATÜRLICHKEITSGRAD DER VEGETATION UND ÖKOLOGISCHE STABILITÄT. In: VI. Internationales Symposium über die Problematik der ökologischen Landschaftsforschung, Panel No. 3. ÚEBE SAV, Bratislava – Piešťany (9).
- Schreiber V. a kol., 1985: STRES. Patofyziologie – endokrinologie – klinika. Avicenum, Praha (7).
- Schubert R. a kol., 1984: LEHRBUCH DER ÖKOLOGIE. VEB Gustav Eischer, Jena (6, 8).
- Schubert R. (ed.), 1985: BIOINDIKATION IN TERRESTRISCHEN ÖKOSYSTEMEN. VEB Gustav Eischer Jena (8).
- Schulze E. D., Zwölfer H. (eds.), 1987: POTENTIALS AND LIMITATIONS OF ECOSYSTEM ANALYSIS. *Ecological Studies* Vol. 61. Springer Verlag, Berlin – Heidelberg etc. (3).
- Slavíková J., 1986: EKOLOGIE ROSTLIN. SPN, Praha (5, 6, 8).
- Sočava V. B., 1978: VVEDENIJE V UČENIJE O GEOSISTEMACH. Nauka, Novosibirsk (3, 8).
- Soják J., 1980: KVĚTENA EVROPY. *Živa* XXVIII/5: 172 (3).
- Stöcker G., 1974: ZUR STABILITÄT UND BELASTBARKEIT VON ÖKOSYSTEMEN. *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung* 14: 237–261 (3, 6).
- Stöcker G., 1977: EIN MODELL DER DOMINANZSTRUKTUR UND SEINE ANWENDUNG. *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung* 17: 89–118 (7).
- Stolín M., 1982: STABILITA SMREKOVÝCH EKOSYSTÉMŮ PRIRODZENÝCH A KULTÚRNYCH LESOV. *Ekológia* 12: 237–250. Veda SAV Bratislava (8, 9).
- Stucki E. et alii, 1991: BALANCED DEVELOPMENT OF THE COUNTRYSIDE IN WESTERN EUROPE. Studie pro Evropské společenství. Federal Institute of Technology, Zürich (5).

- Stugren B., 1972: GRUNDLAGEN DER ALLGEMEINEN ÖKOLOGIE. VEB Gustav Fischer Verlag Jena (1, 8).
- Sukopp H., Trepl L., 1987: EXTINCTION AND NATURALIZATION OF PLANT SPECIES AS RELATED TO ECOSYSTEM STRUCTURE AND FUNCTION. In: Schulze E. D., Zwölfer H. (eds): Potentials and Limitations of Ecosystem Analysis: 245–276. *Ecological Studies* Vol. 61, Springer Verlag Berlin – Heidelberg etc. (3).
- Svoboda W. P., Duschaneck A., Unger B., 1986: RECHTLICHE UND TECHNISCHE NORMEN ALS INSTRUMENTE DER UMWELTSCHUTZPOLITIK. *Forschungsbericht* 3/1986. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien (Závěr).
- Tansley A. G., 1939: THE BRITISH ISLES AND THEIR VEGETATION. Cambridge University Press, Cambridge (3).
- Thomas L., 1981: BUŇKA, MEDÚZA A JÁ. Výbor esejů z let 1974–1979 z angličtiny přeložil Miroslav Holub. Mladá fronta Praha (Úvod, 1).
- Thomasius H., 1980: THE STABILITY AND FACTORS AFFECTING THE STABILITY IN THE MANAGEMENT OF SPRUCE STANDS IN THE GDR. In: Klíma M. (ed.): Stability of Spruce Forest Ecosystems. Sborník VŠZ Brno: 47–63 (8).
- Thomasius H., 1988: SUKZESSION, PRODUKTIVITÄT UND STABILITÄT NATÜRLICHER UND KÜNSTLICHER WALDÖKO-SYSTEME. *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung* 28: 3–20 (5, 8).
- Trepl L., 1981: ÖKOLOGIE UND „ÖKOLOGISCHE“ WELTANSCHAUUNG. *Natur u. Landschaft* 56/3: 71–75 (3, 10).
- Trojan P., 1984: ECOSYSTEM HOMEOSTASIS. Polish Scientific Publishers Warszawa – dr. W. Junk, Hague – Boston – Lancaster (1, 8, 9).
- Troll C., 1939: LUFTBILDPLAN UND ÖKOLOGISCHE BODENFORSCHUNG. *Zeit. Ges. f. Erdkunde zu Berlin* 7–8: 241–298, Berlin (3).
- Troll C., 1968: LANDSCHAFTSÖKOLOGIE. In: Tüxen R. (ed.): PFLANZENSOZIOLOGIE UND LANDSCHAFTSÖKOLOGIE: 1–21. W. Junk, den Haag (3).
- Troll C., 1971: LANDSCAPE ECOLOGY (GEOECOLOGY) AND BIOGEOCENOLOGY – A TERMINOLOGY STUDY. *Geoforum* 8: 43–46 (3).
- Tüxen R. (ed.), 1968: PFLANZENSOZIOLOGIE UND LANDSCHAFTSÖKOLOGIE. Bericht über des 7. internationale Symposium. W. Junk, den Haag (3).
- Tüxen R., 1956: DIE HEUTIGE POTENTIELLE NATÜRLICHE VEGETATION ALS GEGENSTAND DER VEGETATIONSKARTIERUNG. *Angewandte Pflanzensoziologie Stenzenau/Weser* 13:5 – 42 (3).
- Ulrich B., 1986: DIE ROLLE DER BODENVERSAUERUNG BEIM WALDSTERBEN: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. *Forstwissenschaftliches Cbl.* 105: 421–435 (3).
- Ulrich B., 1983: STABILITÄT VON WALDÖKOSYSTEMEN UNTER DEM EINFLUSS DES „SAUREN REGENS“. *Allgemeine Forstzeitschrift* 26/27: 670–677 (3).
- Ulrich B., 1987: STABILITY, ELASTICITY AND RESILIENCE OF TERRESTRIAL ECOSYSTEMS WITH RESPECT TO MATTER BALANCE. In Schulze E. D. et Zwölfer H. (eds.): Potentials and Limitations of Ecosystem Analysis 11–49. Springer Verlag Berlin Heidelberg New York – London – Paris – Tokyo (3, 6).
- Ulrich B., 1989: DEPOSITIONSBEDINGTE VERÄNDERUNGEN VON WALDBÖDEN. *Österreichische Forstzeitung* 100/3: 38–40 (3).
- Waddington C. H., 1977: TOOLS FOR THOUGHT. Basic Books Inc., Publishers New York (1, 2, 4, 6).
- Wiener N., 1963: KYBERNETIKA A SPOLEČNOST. Z druhého vydání anglického originálu z roku 1954 přeložil Karel Berka. Nakladatelství ČSAV, Praha (2).
- World Meteorological Organization, 1990: WMO AND GLOBAL WARMING. WMO – Paper No. 741. Geneva (3).
- Zacharias F., Kattmann U., 1981: DAS MENSCH – ORGANISIERTE ÖKOSYSTEM. *Natur u. Landschaft* 56/3: 76–79 (10).
- Zeman J., 1985: FILOZOFIE A PŘÍRODOVĚDECKÉ POZNÁNÍ. Academia, Praha (2, 5).
- Zlatník A., 1966: OD ORGANISMU K BIOCENOZE A KRAJINĚ. Učební text VŠZ Brno (3).
- Zlatník A. a kol., 1973: ZÁKLADY EKOLOGIE. SZN Praha (3, 9).
- Zlatník A., 1963: DIE VEGETATIONSTUFEN UND DEREN INDIKATION DURCH PFLANZENARTEN AM BEISPIEL DER WÄLDER DER ČSSR. *Preslia* 35: 31–51 (3).
- Zlatník A., 1976: PŘEHLED SKUPIN TYPŮ GEOBIOCENŮ PŮVODNĚ LESNÍCH A KŘOVINNÝCH V ČSSR. *Zprávy Geografického ústavu ČSAV Brno*, XII/3–4: 55–64 (3, 10).

Doplňek literatury ke kap. 11:

- Lacina J., Buček A., 1992: EKOLOGICKÁ STABILITA KRAJINY. Mapa 1:1 000 000. Atlas životního prostředí a zdraví obyvatelstva ČSFR. Geografický ústav ČSAV a Federální výbor pro životní prostředí, Brno–Praha (11).
- Lacina J., 1986: BIOGEOGRAFICKÉ PODKLADY PRO TVORBU A OCHRANU KRAJINY NA PŘÍKLADU OKRESU BLANSKO. (Kand. dis. práce). Brno, Geografický ústav ČSAV, 149 s. (11)

Veronica

Název publikace: **Ekologická stabilita**

Autor: ing. **Igor Michal**, CSc.

Kap. 11 napsali: ing. Antonín Buček, CSc. a ing. Jan Lacina, CSc.

Grafickou přílohu nakreslila: ing. Yvona Lacinová

Recenzovali: Doc. RNDr. Milena Rychnovská, DrSc.

a Doc. ing. Zdeno Ambros, CSc.

Grafická úprava: Václav Houf

Kresba na obálce: Pavel Dvorský

Autoři fotografií: Rudolf Janda 5, Jarmila Kocourková 6, Martin Kubeš 1,

Petr Macháček 1, Vilém Reichmann 1, ostatní Igor Michal

Počet fotografií: 83

Počet grafů: 55

Počet stran: 276

Redakční a jazykové úpravy: PhDr. Libuše Čížmárová,

JUDr. Herta Matlová, PhDr. Hana Pospíšilová a PhDr. Jiřina Salaquardová

Zodpovědný redaktor: RNDr. Miroslav Kundrata

Vydává: Veronica, ekologické středisko ČSOP

s přispěním Ministerstva životního prostředí České republiky

Adresa vydavatele: Veronica, p. p. 91, 601 01 Brno 1

Druhé rozšířené vydání, náklad 5 000 ks

Brno 1994

Výroba: Print s. p., Starobrněnská 19/21, Brno — 4284/94

Číslo publikace: 80-85368-22-6

Copyright: Veronica a Ministerstvo životního prostředí ČR

