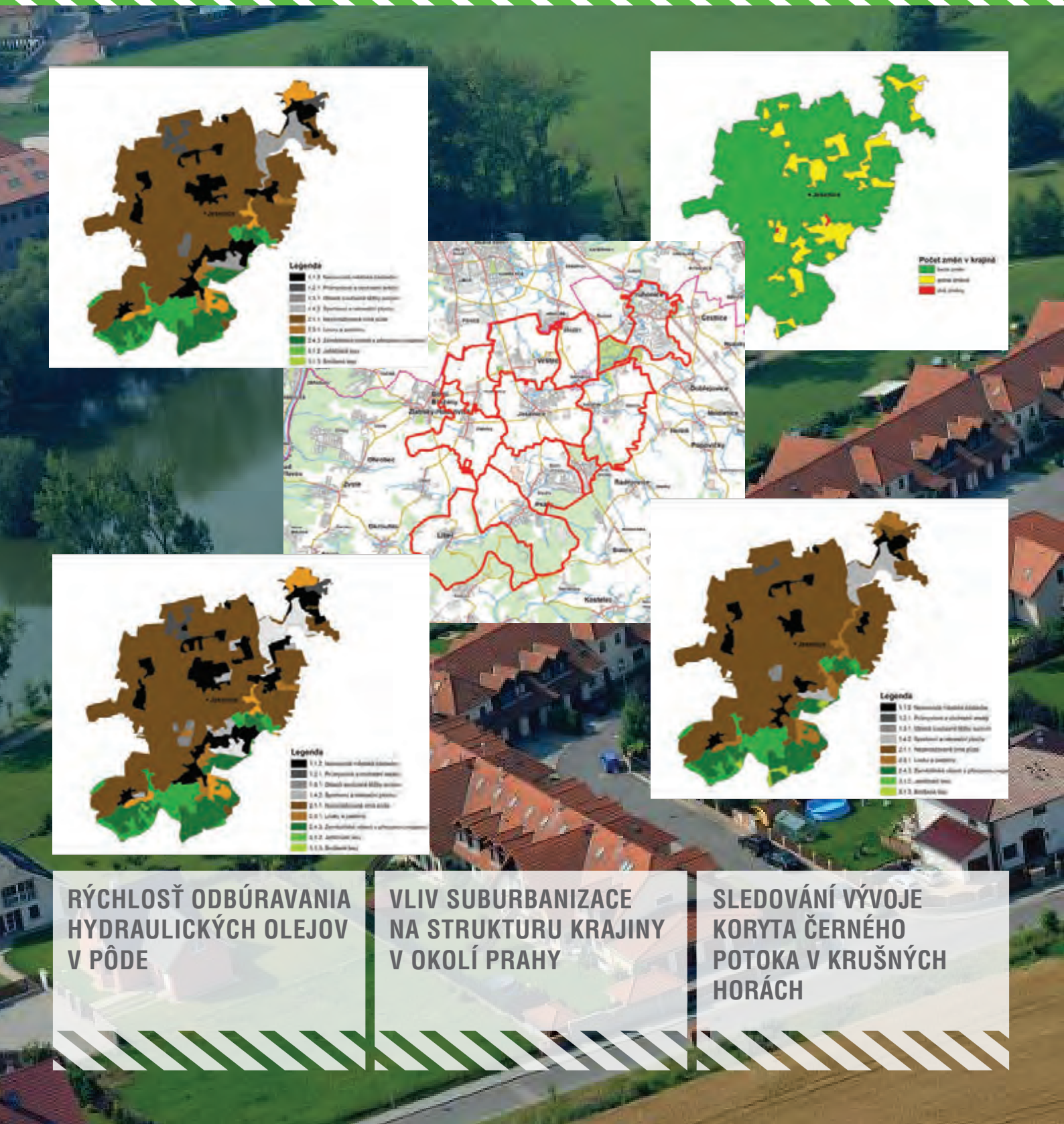
ROČNÍK VII | ROK 2013 | ČÍSLO 2
ISSN 1802-212X | vydáno: prosinec 2013

UNIVERZITA J. E. PURKYNĚ V ÚSTÍ NAD LABEM
Fakulta životního prostředí

studia.OECOLOGICA



RÝCHLOSŤ ODBÚRAVANIA HYDRAULICKÝCH OLEJOV V PÔDE

VLIV SUBURBANIZACE NA STRUKTURU KRAJINY V OKOLÍ PRAHY

SLEDOVÁNÍ VÝVOJE KORYTA ČERNÉHO POTOKA V KRUŠNÝCH HORÁCH

ČASOPIS
STUDIA OECOLOGICA
Ročník VII
Číslo 2/2013

Redakční rada:
doc. Ing. Pavel Janoš, CSc. – šéfredaktor
Ing. Martin Neruda, Ph.D. – výkonný redaktor
prof. RNDr. Olga Kontrišová, CSc.
doc. RNDr. Juraj Lesný, Ph.D.
doc. MVDr. Pavel Novák, CSc.
Ing. Jan Popelka, Ph.D.
prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc.

Technický redaktor:
Mgr. Ing. Petr Novák

Recenzenti:
doc. RNDr. Martin Balej, Ph.D., PřF Univerzity J. E. Purkyně, Ústí nad Labem
Ing. Petr Dvořák, Most
Mgr. Ladislava Filipová, Ph.D., Ústí nad Labem
doc. Dr. Ing. Pavel Fošumpaur, FS Českého vysokého učení technického, Praha
Ing. Tomáš Just, AOPK ČR, Praha
RNDr. Oldřich Krejčí, Ph.D., Česká geologická služba, Brno
Ing. Petr Kříž, AOPK ČR, Ústí nad Labem
doc. RNDr. Tomáš Navrátil, PhD., Geologický ústav, Praha
Ing. Čestmír Ondráček, Oblastní muzeum, Chomutov
doc. RNDr. Martin Ouředníček, Ph.D., PřF Univerzity Karlovy, Praha
Ing. Jaroslava Šamsová, Ústí nad Labem
Ing. Jiří Šefl, Ph.D., FŽP Univerzity J. E. Purkyně, Ústí nad Labem
Ing. Zdenka Švehlová, KÚ ÚK, Ústí nad Labem
Ing. Michal Tanajewski, Povodí Ohře, státní podnik, Chomutov
Ing. Josef Trögl, Ph.D., FŽP Univerzity J. E. Purkyně, Ústí nad Labem
doc. RNDr. Aleš Vaněk, Ph.D., FAPPZ České zemědělské univerzity, Praha

Foto obálky
Ing. Petr Tomášek

Vydává: FŽP UJEP v Ústí nad Labem
Tisk: Ofsetový tisk Miroslav Jedlička

Toto číslo bylo dáno do tisku v prosinci 2013
ISSN 1802-212X
MK ČR E 17061

OBSAH

PROBLEMATIKA STANOVENÍ MÍRY NEBEZPEČÍ A RIZIKA VZNIKU SESUVŮ A SNIŽOVÁNÍ ŠKOD VE VZTAHU K ÚZEMNÍMU PLÁNOVÁNÍ
Jan KLIMEŠ *3*

RÝCHLOSŤ ODBÚRAVANIA HYDRAULICKÝCH OLEJOV V PÔDE
Helena HYBSKÁ, Vladimír VACEK, Natália TOMANICOVÁ *10*

OSÍDĽOVANIE MINIPLÔCH SKLÁDKY GUDRÓNOV VEGETÁCIOU V ZÁVISLOSTI OD TEPLOTY A ZRÁŽOK
Hana OLLEROVÁ, Oľga KONTRIŠOVÁ *18*

VLIV SUBURBANIZACE NA STRUKTURU KRAJINY V OKOLÍ PRAHY
Petr TOMÁŠEK *28*

SLEDOVÁNÍ VÝVOJE KORYTA ČERNÉHO POTOKA V KRUŠNÝCH HORÁCH
Martin NERUDA, Jitka ELZNICOVÁ, Jaroslav KOUTNÍK, Tamara ZRŮSTOVÁ, Ines OLIVEIRA *48*

MOŽNOSTI VYUŽITÍ ODLIŠNÝCH HYDROLOGICKÝCH MODELŮ V ŘEŠENÍ SRÁŽKO-ODTOKOVÝCH EXTRÉMŮ NA MALÝCH POVODÍCH
Pavel KOVÁŘ, Darina VAŠŠOVÁ, Martin NERUDA, Roman NERUDA, Jan ŠREJBER, Andrea JELÍNKOVÁ *56*

HYDROLOGICKÁ REKULTIVACE LOMU MEDARD NA SOKOLOVSKU
Karel KOTOUS, Petr VRÁBLÍK *70*

ZNEČIŠTĚNÍ NIVNÍCH SEDIMENTŮ ŘEKY PLOUČNICE V OBLASTI MIMONĚ A ČESKÉ LÍPY RIZIKOVÝMI PRVKY
Lucie MAJEROVÁ, Tomáš Matys GRYGAR, Jitka ELZNICOVÁ *76*

PROBLEMATIKA STANOVENÍ MÍRY NEBEZPEČÍ A RIZIKA VZNIKU SESUVŮ A SNIŽOVÁNÍ ŠKOD VE VZTAHU K ÚZEMNÍMU PLÁNOVÁNÍ

LANDSLIDE HAZARD AND RISK ASSESSMENT WITH RESPECT TO DAMAGE REDUCTION AND LAND DEVELOPMENT PLANNING

Jan KLIMEŠ

Ústav struktury a mechaniky hornin, AV ČR, v.v.i., V Holešovičkách 41, 18209, Praha, klimes@irsm.cas.cz

Abstrakt

Sesuvy způsobují v České republice velké množství přímých i nepřímých škod. Tyto škody často vznikají během povodňových událostí a jelikož neexistuje jejich oddělená evidence bývají zahrnuty do povodňových škod. Hodnocení nebezpečí a rizika vyplývajícího ze vzniku sesuvů je jednou z možností jak snížit možné škody. Tento proces je ovšem u sesuvů mnohem více komplexní a složitý než u povodní, což je jedním z důvodů, že se hodnocení nebezpečí a rizika u sesuvů běžně neprovádí. Nicméně územní plánování disponuje již dnes celou řadu možností jak účinně a velmi levně snižovat možné škody způsobené sesuvy. Jedná se především o mapové podklady poskytované Českou geologickou službou, které vymezují oblasti s největší pravděpodobností výskytu sesuvů a upřesňují podmínky výstavby jednotlivých typů objektů. Další možná opatření jsou předmětem předkládaného článku.

Abstract

Landslides are causing serious direct as well as indirect damage in the Czech Republic. The damages often occur during flood events that are why they are not recognized as damage caused by landslides, but are included into the flood damage. Negative effects of landslides are therefore not well recognized by public. Landslide hazard and risk assessment are effective approaches to reduce potential landslide damages in a similar way they are used for floods. Nevertheless, hazard and risk assessment for landslides is comparable more demanding in terms of input data and therefore it is usually not performed. Despite of that, development planning may use wide range of already existing information regarding landslide occurrence and susceptibility provided mainly by Czech Geological Survey. Further possible ways how to minimize future damage by landslides are discussed in the article.

Klíčová slova: *škody způsobené sesuvy, riziko vzniku sesuvů, nebezpečí vzniku sesuvů, přírodní katastrofy, územní plánování*

Key words: *landslide damage, landslide risk, landslide hazard, natural catastrophes, land development planning*

Úvod

Ochrana obyvatel, majetku a kritické infrastruktury před negativními dopady nebezpečných přírodních procesů je jednou z funkcí státu (Procházková, 2004). Tu zajišťuje jednak krizové řízení, ale v dlouhodobém horizontu má nezastupitelnou roli územní plánování, které stanovuje limity využití území a tak zabraňuje možnému konfliktu chráněných zájmů s nebezpečnými přírodními procesy. V současné době a v podmínkách České republiky jsou z přírodních procesů v centru pozornosti především povodně a to díky relativně častému výskytu v posledních 15 letech, který byl spojen se značnými škodami. Vznik a negativní dopady sesuvů, které vznikají většinou během extrémních

dešťů často spojených s povodněmi, bývají poněkud opomíjeny. Nicméně např. během povodní z roku 1997 a 2006 vznikly stovky sesuvů (Krejčí a kol., 2002, Bíl a Müller, 2008). Ty způsobily značné přímé i nepřímé škody, které by nevznikly pouze v důsledku povodní. Přesné vyčíslení těchto škod chybí, protože byly zahrnuty mezi povodňové škody, nicméně odhady se pohybují kolem 1 mld. korun (Dr. O. Krejčí, ČGS, osobní komunikace). Tyto škody mimo jiné zahrnovaly poškození hlavního železničního spojení se Slovenskou republikou mezi Vsetínem a Žilinou, nebo uzavření silničního tunelu Hřebeč. Také při zohlednění delšího časového úseku je zřejmé, že sesuvy mají značný negativní dopad na lidskou společnost. Za posledních 200 let byly příčinou zničení celé řady obcí nebo jejich částí (např. Stranná u Žatce – 1820, Dneboh u Mladé Boleslavi – 1926, Maršov u Uherského Brodu – 1967, Růžďka u Vsetína – 1997) a výrazně komplikovaly provoz některých dopravních staveb. Příkladem může být železniční spojení Žabokliky a Března u Chomutova, které bylo po 6 letech v roce 1879 zrušeno (Pašek, 1974) nebo silniční úsek mezi Strnady a Štěchovicemi, který je opakovaně ohrožován skalními sesuvy. Ty začaly hned při jeho stavbě (Záruba, 1939) a znovu se aktivovaly na přelomu let 2010 a 2011 (Štábl a kol., 2011). Přestože vzniklé škody jsou citelné, veřejnost a často i ta odborná, o nich nemá tak přesnou představu jako o negativních důsledcích povodní.

Předkládaný článek shrnuje základní odlišnosti v problematice hodnocení nebezpečí a rizika vzniku sesuvů a povodní. Zabývá se také možnými škodami, vyvolanými sesouváním a problematikou jejich evidence a nezastupitelnou rolí územního plánování ve snižování možných škod. Pro zjednodušení je pojem svahová deformace, který označuje celou řadu výsledných forem, vzniklých na svazích v důsledku gravitačního přemisťování hornin, v článku nahrazen pojmem sesuv. Ten v článku zahrnuje skalní a zemní sesuvy, přívalové proudy a skalní řícení. Podrobné rozdělení jednotlivých typů svahových deformací a jejich výskyt v rámci České republiky je možné najít např. v Rybář (2010).

Hlavní odlišnosti při hodnocení nebezpečí a rizika vzniku sesuvů ve srovnání s povodněmi

Sesuvy mají celou řadu specifických vlastností (Tab. 1, Klimeš a kol., 2011), které výrazným způsobem odlišují konkrétní postup hodnocení nebezpečí a rizika jejich vzniku od povodní.

Tabulka 1. Hlavní rozdíly ovlivňující hodnocení nebezpečí a rizika u sesuvů a povodní (DMR – digitální model reliéfu)

	Sesuvy	Povodně
Výskyt v rámci ČR	velmi nerovnoměrný	v rámci celé ČR
Prostorové vymezení výskytu	velmi složité – výskyt je možný na svazích se sklonem nad 2°	relativně snadné – výskyt je vázán do blízkosti vodních toků
Data potřebná pro prostorové vymezení výskytu	DMR a z něj odvozené charakteristiky, geologie, půdy, vegetační kryt, mechanické vlastnosti zemin, předchozí sesuvy	DMR, překážky v proudění
Stanovení časové pravděpodobnosti vzniku	komplexní závislost na srážkách	dobře známá závislost na srážkách
Stanovení intenzity	nejednoznačně definované (objem, plocha, hloubka smykové plochy, rychlost pohybu, kinetická energie) a špatně měřitelné	jednoznačně definované (rychlost proudění, hloubka) a snadno měřitelné
Výskyt škod	jsou výrazně omezené na relativně malá území	většinou postihují plošně rozsáhlé oblasti

Výskyt sesuvů je v rámci ČR prostorově značně nerovnoměrný. Zatímco povodně (hlavně ty bleskové) mohou vzniknout kdekoliv s přibližně stejnou pravděpodobností, existují části republiky, kde se sesuvy prakticky nevyskytují. Naopak v jiných oblastech dochází k jejich vzniku velmi často. Navíc jejich vznik je výrazně závislý na místních podmínkách, které se mohou velmi výrazně měnit i na krátké vzdálenosti. Naopak potřeba zohlednit nebezpečí povodní je na celém území ČR stejná a legislativně jednotně definovaná (Tunka a Polešáková, 2006).

Výrazně se liší problematika prostorového vymezení těch částí území, kde je možné očekávat negativní dopady vzniku sesuvů a povodní. U povodní je „prostorová predikce" jejich výskytu zcela jednoznačně dána průběhem koryta a morfologií okolní nivy, včetně případných překážek proudění. Určení místa, kde vznikne sesuv v budoucnosti, je velmi komplikované. Nejčastěji se používá přístup, který předpokládá, že budoucí sesuvy vznikají za podobných podmínek jako sesuvy v minulosti. Převedení tohoto jednoduchého principu do praxe je ovšem složité např. v důsledku nedostatečně podrobných a spolehlivých informací o geologických a hydrologických podmínkách vzniku sesuvů v regionálním měřítku. V případě povodní je prostorová nejistota jejich výskytu spojena hlavně se změnami v korytech, které mohou mít vliv na rozliv (např. stavby nových mostů, tělesa silnic). Nicméně tato nejistota je ve srovnání s nejistotami prostorového rozšíření sesuvů téměř zanedbatelná a lze ji relativně snadno odstranit terénním průzkumem nebo interpretací dat dálkového průzkumu.

Dalším rozdílem je absence jednotného přístupu ke stanovení časové pravděpodobnosti opakování vzniku sesuvů (Blahůt, 2011) a jejich intenzity, které jsou u povodní jednoznačně rozpracovány (Dráb, 2006; Drbal, 2006). Časová předpověď vzniku sesuvů musí zahrnovat v našich podmínkách hodnocení opakování srážek, které byly příčinou vzniku sesuvů v minulosti. Věrohodnost takovéto předpovědi závisí na celkové době pozorování chodu srážek (podobně jako v případě příčinných srážek u povodní) a na míře jistoty, s jakou jsou stanoveny prahové hodnoty srážek pro vznik sesuvů. Za situace, kdy doba vzniku jednotlivých sesuvů je známá většinou s přesností několika dnů, je určení přesné hodnoty srážek, která musí být překročena, značně nejisté. To je podstatný rozdíl ve vztahu k povodním, u kterých je průchod povodňové vlny znám s přesností na minuty. Další proměnou, kterou je nutné brát v úvahu při časové predikci budoucího výskytu sesuvů, je předchozí nasycení geologického prostředí vodou, které je v čase i prostoru silně proměnlivé.

Podobně nejednoznačné je stanovení intenzity svahových procesů. Na rozdíl od povodní, kde je intenzita jednoznačně definována vztahem hloubky a rychlosti proudění (Dráb, 2006), není její stanovení pro sesuvy jednoznačné ani v odborné literatuře. Nejvhodnější charakteristika intenzity se liší v závislosti na typu sesuvů. V podmínkách České republiky je pravděpodobně optimální definovat intenzitu sesouvání (nezahrnuje přívalové proudy ani skalní řícení) kombinací vzdálenosti, na kterou byl materiál sesuvu transportován, a objemu pohybujících se hmot. Bohužel, ani jedna z těchto charakteristik není součástí dostupných databází sesuvů.

Přestože existuje celá řada teoretických metod jak definovat možné škody způsobené sesouváním, jejich praktické uplatnění je opět zatíženo značnými nejistotami. Ty souvisí především s popisem závislosti mezi typem a charakteristikami objektů (např. druhem konstrukčního materiálu, konstrukcí, typem založení stavby, atd.) a mírou jejich možného poškození sesuvy, tedy jejich zranitelností. Není bez zajímavosti, že tento vztah je např. jednoznačně definován pro zemětřesení (Kaláb a kol., 2010), která na území České republiky vyvolala v porovnání se sesuvy nesrovnatelně méně škod.

Negativní dopady sesuvů

Vznik sesuvů způsobuje přímé škody na objektech (Hrbáčková a kol., 1999), tak i nepřímé škody, které jsou představovány omezením fungování určitého objektu, případně nemateriální újmou (Rybář a Stemberk, 1994). Sem patří např. zvýšené náklady na dopravu a nedostupnost některých míst v důsledku uzavření poškozených komunikací, snížení tržní ceny pozemků nebo nemovitostí, a psychická újma, kterou utrpěli lidé během sesuvné události. Nepřímé škody vznikají také v důsledku ztráty ceny pozemků a objektů, vysokých pojistkek nebo nemožností pojistit objekt vůči škodám vzniklým sesouváním. Také nedokončení nebo zpoždění v dokončení určité stavby může způsobit nepřímé škody v podobě ušlého zisku z jejího provozu. Další nepřímé škody mohou v případě orgánů státní správy představovat nutnost investovat čas a peníze do řešení mimořádných nebo krizových událostí (např. po povodních v roce 1997, Hrbáčková a kol., 1999) včetně poskytnutí náhradního ubytování. Důležitým aspektem při realizaci sanačních opatření je nutnost dočasného nebo trvalého záboru okolních pozemků pro potřeby provedení prací a umístění technických konstrukcí (viz územní opatření o asanaci území, Tunka a Polešáková, 2006). Tyto pozemky nemusí být sesuvem přímo poškozeny nebo ani ohroženy, a tak jejich majitelé nemají důvody svolit s jejich záborem a zřízením věcného břemene. Mohou se také objevit stížnosti nebo i žaloby soukromých subjektů, kterým v důsledku sesouvání vznikly škody na majetku a domáhají se její náhrady na státní správě.

Z přímých škod jsou zřejmě nejcitlivěji vnímány poškození obytných domů, které může v extrémních případech vést k jejich demolici. V případě rozhodnutí o opravě daného objektu a stabilizaci svahu v jeho okolí je nutné mezi škody zahrnout také náklady na sanační opatření. Ty mohou často převýšit hodnotu samotné sanované nemovitosti. Další škody mohou představovat vícenáklady, které vzniknou během realizace určité stavby poškozené sesuvem. Ty mohou představovat náklady na neplánované sanační opatření, které bylo nutné provést během realizace stavby.

V extrémních případech mohou sesuvy způsobit zranění nebo smrt. Ke ztrátám na životech došlo v roce 1897 v Krkonoších, kdy v důsledku přívalových proudů zahynulo 7 lidí (Pilous, 1973). Také v nedávné minulosti bylo zaznamenáno několik událostí, které díky své rychlosti mohly zdraví a životy obyvatel ohrozit. Patří sem např. přívalový proud v obci Ořechov (Uherské Hradiště), který vznikl 3.1.2003. Jeho akumulace transportovala osobní automobil na vzdálenost více než 100 m. Nikdo nebyl zraněn hlavně proto, že k události došlo ve 3 hodiny ráno. Podobně potenciálně nebezpečný přívalový proud poškodil komunikaci mezi obcemi Bílý Potok a Smědavá na Liberecku (Blahůt a kol., 2012). Dalším příkladem je skalní řícení v obci Bystřička, ke kterému došlo v červenci 1997. Balvan o objemu 3,6 m^3 dopadl do areálu dětského tábora během jeho provozu (Krejčí a kol. 2002). Jen náhodou nebyl nikdo zraněn. K podobným, potenciálně nebezpečným řícením dochází také v okolí obce Hřensko (např. v roce 2009, www.novinky.cz), kde je ovšem v provozu velmi propracovaný a efektivní způsob řízení rizika vzniku skalních řícení (Zvelebil a Stemberk, 2000) a je tak zajištěna vysoká míra bezpečnosti. Nicméně dva lidské životy si vyžádal přívalový proud, který vznikl 2.6.2013 v katastru obce Štěchovice na břehu Vltavy.

Role územního plánování při minimalizaci škod způsobených sesouváním

Přírodní katastrofy, které mohou být vyvolané i sesuvy, vznikají pouze v místech, kde se do vzájemného střetu dostanou nebezpečné přírodní procesy s objekty důležitými pro lidskou společnost. Cílem územního plánování je podle zákona číslo 183/2006 Sb. vytvářet předpoklady pro výstavbu a pro udržitelný rozvoj území mimo jiné také vytvářením podmínek pro snižování nebezpečí přírodních katastrof. Význam územního plánování pro omezení negativních dopadů nebezpečných přírodních jevů popisuje např. Mora (2009), který předpokládá, že v zemích s minimální úrovní územního plánování je 75 % všech škod vzniklých v důsledku přírodních katastrof způsobeno špatným využitím prostoru. Nezastupitelnou roli prevence při předcházení škodám, a zbytečně vynaloženým prostředkům na záchranu ohrožených staveb, podtrhuje obecný strach ze ztráty a tedy i ze ztráty vlastněného majetku. Lidé připisují již nabytým věcem průměrně 2x větší hodnotu, než kolik jsou za stejné věci ochotni zaplatit v případě, že je ještě nevlastní (Thaler a Sunstein, 2009). Výsledkem bývá investování neúměrně vysokých částek do sanování objektů ohrožených nebo poškozených sesuvy.

Existující nástroje pro snižování škod v důsledku sesouvání

Cílem územního plánování tedy je, aby budoucí výstavba nebyla ohrožena žádným typem sesuvů (Záruba a Mencl 1982). K tomu slouží především ustanovení §18 a 19 zákona 183/2006 Sb. o územním plánování a stavebním řádu, a prováděcí vyhláška č. 500/2006, které ve své Příloze č. 1 jasně definuje, že součástí územně analytických podkladů jsou informace o sesuvných územích a územích jiných geologických rizik. Tyto jevy by měly být zohledněny pří plánování výstavby. Někdy není možné se zcela vyhnout výstavbě na těchto územích a proto bývají v regulačních plánech definovány další omezení. Mezi nejčastěji používaná omezení v praxi patří nutnost realizace inženýrsko-geologického posouzení. Na jeho základě může být přistoupeno k podrobnému inženýrskogeologickému průzkumu, jehož výsledkem je definování konkrétních technických opatření pro zajištění bezpečnosti území. Důležité je si uvědomit, že v případě ztráty účinnosti sanačních opatření se daná lokalita může stát více rizikovou, než byla před zavedením těchto opatření. A to proto, že uživatel stavby nemusí zpozorovat neúčinnost technického opatření a nepřizpůsobí tomuto novému stavu způsob využití daného objektu. Pokud ovšem jsou stabilizační opatření dobře navržena a funkční, může dojít k dlouhodobému zlepšení stabilitních poměrů na daném svahu (Záruba a Myslivec, 1942). Ve většině případů představuje sanace části svahu drahé řešení.

Hlavní pomůckou pro realizaci restriktivní úlohy územního plánování je databáze sesuvů a z ní odvozené mapy náchylnosti území ke vzniku sesuvů. Poskytovatelem těchto dat je Česká geologická služba (ČGS, http://www.geology.cz/nestabilitaterenu), která shromažďuje, aktualizuje a poskytuje veškerá data týkající se výskytu sesuvů na území České republiky. Ta jsou orgánům státní správy pro potřeby územního plánování poskytována povinně a v digitální podobě. Některá z těchto dat (inventarizační mapa sesuvů) jsou dostupná i přes internetovou aplikaci (http://maps.geology.cz/svahove_nestability/) široké veřejnosti. ČGS také disponuje kompetentními odborníky, kteří mohou v případě nutnosti poskytnout podrobné informace týkající se konkrétní lokality.

Výše zmíněné mapy náchylnosti území ke vzniku svahových deformací vznikaly na základě podrobného terénního mapování. Využívají „semaforového" barevného schématu, pro znázornění různě náchylných částí území (Rybář a kol., 2011). Nejvíce náchylné oblasti jsou červeně, nejméně náchylné jsou zelenou barvou. Legenda je doplněna textovými vysvětlivkami popisujícími podmínky využití jednotlivých rajónů pro stavební činnost. Pozornost je zde věnována nejen omezením, ale také doporučením pro jaký typ staveb jsou jednotlivé rajóny vhodné. Způsob správného využití těchto map je do značné míry definován právě jejich legendou. Tato mapa je tedy ideálním pomocníkem při identifikaci míst, kde může hrozit největší nebezpečí vzniku sesuvů.

Další možnosti snižování škod v důsledku sesouvání

Přes velkou péči a finanční prostředky, věnované na tvorbu databáze sesuvů na celostátní úrovni, není reálné, aby pracovníci ČGS vlastními silami shromáždily úplně všechny informace o vzniku sesuvů v katastrech jednotlivých obcí. Je proto žádoucí, aby jednotlivé obce sbíraly a sami zasílaly dostupné informace o sesuvech vzniklých na svých katastrech příslušným pracovníkům ČGS. Tuto činnost by měly vyvíjet všechny odbory, které se v rámci samosprávných úřadů zabývají problematikou sesuvů. Mohou sem patřit např. odbor stavební, životního prostředí, správy silnic. Předáváním těchto dat do centrální databáze by obce zajistily aktuálnost a úplnost údajů o výskytu sesuvů pro potřeby územního plánování.

Při pořizování odborných posudků popisujících sesuvy by měly obce důsledně dbát, aby obsahovaly všechny náležité informace, tak jak jsou předepsány zákonem č. 62/1988 Sb. o geologických pracích. Stává se, že i odborně erudované posudky neobsahují důležité informace o vzniku a charakteru sesuvů. Mezi tyto informace patří např. doba vzniku sesuvu, jeho plošný zákres v topografické mapě 1:10 000 nebo katastrální mapě s vrstevnicemi, popis sesuvu (geologické poměry, příčiny vzniku, morfologie sesuvu, fotodokumentace) a popis (kvalitativní a v případě dostupnosti dat i kvantitativní) vzniklých škod.

Právě možnost sledovat reálné výdaje související s řešením škod vzniklých v důsledku sesouvání z velké části chybí na místní i celostátní úrovni. Tyto údaje mohou být chráněny obchodním tajemstvím, což představuje určitou překážku v jejich centrální evidenci, ale nemusí být problémem pro jejich sumarizaci na úrovni jednotlivých obcí. Systematické shromáždění těchto dat by umožnilo určit, jak velkou finanční zátěž představovaly sesuvy v minulosti, a do určité míry odhadnout s jak velkými finančními náklady je nutné počítat při realizaci staveb v územích postižených sesouváním i v budoucnosti. Takováto informace by přinesla lepší představu o tom, jaké stavby je ještě efektivní umisťovat do oblastí postižených sesuvy, a to na základě porovnání ceny stabilizačních, monitorovacích, případně sanačních opatření, a celkovou výši investice a jejího společenského významu. Je možné definovat tři základní podmínky: stabilizační a sanační práce nepřesahují celkovou předpokládanou výši investice; stabilizační a sanační práce pravděpodobně mírně přesáhnou celkovou výši investice; stabilizační a sanační práce výrazně přesáhnou celkovou výši investice. V prvním případě je možné o výstavbě určitého objektu uvažovat a naplánovat jej v daném území s vědomím zvýšených investičních nákladů. Ve druhém případě by bylo pro zanesení uvažovaného prvku do územního plánu nutná významná nefinanční motivace. Ta může zahrnovat vysokou společenskou potřebnost dané stavby za současné absence alternativního umístění, nebo silný politický tlak (např. otázka obrany státu). V třetím případě by mělo být od uvažovaného využití území v dané lokalitě zcela upuštěno.

Závěr

Příspěvek ukazuje, že v porovnání s povodněmi je hodnocení míry nebezpečí a rizika vzniku sesuvů více komplikované a komplexní. Absence samostatné evidence škod způsobených sesuvy a jejich nerovnoměrný výskyt v rámci České republiky vedou k určitému podceňování těchto nebezpečných přírodních jevů. To se projevuje také v absenci jasného legislativního rámce, který by definoval omezení výstavby v závislosti na velikosti nebezpečí, které představují jednotlivé typy sesuvů. Přesto již dnes existuje řada jasných návodů jak zohledňovat sesuvy během územního plánování. Jedná se především o mapové podklady vytvářené Českou geologickou službou. Ty ve své legendě jasně definují omezení výstavby v závislosti na náchylnosti území ke vzniku sesuvů. Tato omezení mohou být velmi dobrým pomocníkem při rozhodování během stavebního řízení nebo přípravy územních plánů. Rozvážné územní plánování, zohledňující nebezpečí vyvolané sesuvy, je nejefektivnějším nástrojem pro snižování škod vzniklých v souvislosti se sesuvnou aktivitou. Jakákoliv opatření, zajišťující stabilitu již existujících staveb, jsou v porovnání s územním plánováním extrémně drahá řešení.

Poděkování

Autor děkuje grantovému projektu GAČR 205/09/P383 za finanční podporu vzniku článku, a RNDr. Oldřichu Krejčímu, Ph.D. za podnětné připomínky k jeho obsahu.

Seznam literatury

Bíl M., Müller I. (2008) The origin of shallow landslides in Moravia (Czech Republic) in the spring 2006, *Geomorphology*. Vol. 99, pp. 246–253.

Blahůt J., Smolíková V., Vilímek V. (2012) Modelování kamenitohlinitých přívalových proudů na Smědavské hoře v Jizerských horách. *Zprávy o geologických výzkumech v roce 2011*, pp. 66–69.

Blahůt J. (2011) Řízení rizik svahových deformací. *Geotechnika*, Vol. 1–2/2011, pp. 4–11.

Dráb A. (2006) Analýza povodňových rizik v procesu územního plánování s využitím GIS. *Urbanismus a územní rozvoj*, Vol. 5, pp. 37–42.

Drbal K. (2006) Návrh metodiky stanovování povodňových škod v záplavovém území. *Urbanismus a územní rozvoj*, Vol. 5, pp. 43–50.

Hrbáčková R., Nováková E., Nešvara P. (1999) Sanace sesuvů na Vsetínsku z pohledu investora. *Geotechnika*, Vol. 2, pp.5–6.

Kaláb Z., Lednická M., Čápová D. (2010) Mapa seismického zatížení objektů na poddolovaném území: Příklad z obce Stonava na Karvinsku (Hornoslezská uhelná pánev). *Geotechnika*, Vol. 3–4, pp. 20–25.

Klimeš J., Blahůt J., Rybář J., Krejčí O. (2011) Skryté nebezpečí – sesuvy. *Moderní obec*, listopad 2011, pp. 34.

Krejčí O., Baroň I., Bíl M., Jurová Z., Hubatka F., Kirchner K. (2002) Slope movements in the Flysch Carpathians of Eastern Czech Republic triggered by extreme rainfalls in 1997: a case study. *Physics and Chemistry of the Earth*, Vol. 27, pp. 1567–1576.

Mora S. (2009) Disasters are not natural: risk management, a tool for development. In: Culshaw M. G., Reeves H. J., Jefferson I., Spink T. W. (eds.): Engineering geology for tomorrow´s cities. Geological Society, London, Engineering Geology Special Publication, Vol. 22, pp. 101–112.

novinky.cz (http://www.novinky.cz/krimi/181642-na-silnici-ve-hrensku-se-zritila-skala-tah-do-nemecka-zablokovan.html)

Pašek J. (1974) Sesuvy středního Poohří. *Sborník geol věd – hydrogeologie, inženýrská geologie*, Vol. 11, pp. 53–75.

Pilous V. (1973) Strukturní mury v Krkonoších – 1. část. Opera Corcontica Vol. 10, pp. 15–70.

Procházková D. (2004): Metodika stanovení závažných živelných a jiných pohrom pro potřeby veřejné správy. Sborník „Fire Safety 2004“, ed.: Šenovský M., VŠB – TUO, ISBN: 80-86634-43.4, CD-ROM.

Rozsypal A. (1999) Řízení rizik u sesuvu. *Geotechnika*, Vol. 2, pp. 26–29.

Rozsypal A. (2008) Inženýrské stavby – řízení rizik. Bratislava, Jaga Group.

Rybář J., Stemberk J. (1994) Nepříznivé společenské dopady svahových pohybů. - Zb. ref. z konf. „Výsledky, problémy a perspektivy inžinierskej geológie v Slovenskej republike“, SAIG, Bratislava, pp. 57–60.

Rybář J. (2010) Sesuvy v České republice. *Vesmír*, Vol. 89, pp. 686.

Rybář J., Klimeš J., Novosad S. (2011) Mapy náchylnosti k sesouvání ve flyšových horninách Západních Karpat a verifikace jejich spolehlivosti po mimořádných dešťových srážkách v květnu 2010. *Geotechnika*, Vol. 4, pp. 17–27.

Štábl S., Holý O., Klimeš J. (2011) Systematizace přístupu v řešení zajištění bezpečnosti liniovách staveb ve vztahu k řešené problematice skalních svahů v České republice. Sborník z konference Geotechnické problémy liniových staveb, Bratislava 30.–31.5.2011.

Thaler R. H., Sunstein C. R. (2009) Nudge: Improving Decisions About Health, Wealth, and Happiness. Penguin Books, New York.

Tunka M., Polešáková M. (2006) Ochrana před povodněmi v novém stavebním zákoně. *Urbanismus a územní rozvoj*, Vol. 5, pp. 8–10.

Záruba Q., Mencl V. (1982) Landslides and their control. Praha, 2nd edition, Academia.

Záruba Q., Myslivec A. (1942): Sesuvy při komunikačních stavbách ve flyšovém území. *Technický obzor*, Vol. 13, pp. 199–230.

Záruba Q. (1939) O stabilitě svahů nad povltavskou silnicí u Štěchovic a Vraného. *Technický obzor*, 39, 16–18, Praha.

Zvelebil J., Stemberk J. (2000) Slope monitoring applied to rock fall management in NW Bohemia. Landslides in research, theory and practice. Thomas Telford, pp. 1659–1664.

RÝCHLOSŤ ODBÚRAVANIA HYDRAULICKÝCH OLEJOV V PÔDE

DEGRADATION RATE OF THE HYDRAULIC OIL IN THE SOIL

Helena HYBSKÁ, Vladimír VACEK, Natália TOMANICOVÁ

Technická univerzita vo Zvolene, Fakulta ekológie a environmentalistiky, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika, hybska@tuzvo.sk

Abstrakt

Článok je zameraný na biologickú odbúrateľnosť ropných produktov, ktoré sa do pôdneho systému dostávajú vplyvom ťažbovo-dopravného procesu. Výskum sa uskutočnil v pôde nezaťaženej lesnou ťažbou, ani inou činnosťou, pri ktorej by mohlo dôjsť k jej kontaminácii. Odobratá pôda bola kontaminovaná ropnými produktmi – hydraulickým olejom OT HP3 a biohydraulickým olejom HLP SYNTH 46, používanými v dopravno- mechanizačných zariadeniach používaných pri ťažbe dreva. Experiment trval 50 dní, počas ktorých sa sledovali teplota, vlhkosť pôdy, teplota ovzdušia a úhrn zrážok a ich vplyv na biologickú odbúrateľnosť použitých kontaminantov na základe stanovenia nepolárnych extrahovateľných látok (NEL). Z výsledkov je možné konštatovať, že so zvyšujúcou sa vlhkosťou a znižujúcou teplotou mala biologická odbúrateľnosť klesajúci charakter. Z experimentu vyplýva, že biohydraulický olej HLP SYNTH 46 sa odbúral rýchlejšie ako hydraulický olej OT HP3 a tým je nepodstatne menšou záťažou – je vhodnejší pre životné prostredie. Výsledky experimentu boli porovnané s priebehom biodegradácie týchto olejov ako kontaminantov v pôde za konštantných podmienok v laboratóriu.

Abstract

This paper presents biological decomposition of oil products, which have got into soil system during harvest- transporting process. Research was realised in the soil uncontaminated forest harvesting neither other activity causing its contamination. The soil was polluted by oil products as hydraulic oil OT HP3 and biohydraulic oil HLP SYNTH 46 that have been used in transport-mechanical machinery during tree harvesting. In the experiment which had lasted for 50 days, we observed the temperature and moisture of soil, the air temperature, amount of precipitation and their influence on biological decomposition of used contaminants on the basis of determination of non-polar extracted substances (NES).

The results show that the biological decomposition has diminished character by the increasing moisture and the decreasing temperature. Biohydraulic oil HLP SYNTH 46 was decomposed faster than hydraulic oil OT HP3 whereby is more suitable for the environment. The results are comparable with the process of bio-decomposition of these oils as contaminants in soil under the constant conditions in laboratory.

Kľúčové slová: *biologická odbúrateľnosť, ropné znečistenie, hydraulický olej, lesná pôda, nepolárne extrahovateľné látky*

Key words: *biodegradability, oil pollution, hydraulic oil, forest soil, non-polar extractable substances*

Úvod

Ropa a výrobky z nej výrazne ovplyvnili život človeka, a to tak v pozitívnom ako aj v negatívnom význame, čo predstavuje práve škody na životnom prostredí a tak patria ropné látky už niekoľko desaťročí medzi najsledovanejšie organické polutanty v rôznych zložkách životného prostredia.

Od všetkých spomenutých faktorov na jednej strane a množstva ropných látok na druhej strane závisí, či tieto zostanú zachytené v pôde alebo preniknú až k hladine podzemnej vody, po ktorej sa ďalej rozširujú (OLLEROVÁ, 2004).

Z ekologického hľadiska možno ropné látky kvalifikovať ako odbúrateľné znečisteniny, to znamená, že v prírodných podmienkach dochádza k ich chemickému, ale najmä k biologickému rozkladu a tým k ich likvidácii v životnom prostredí. Z uvedeného vyplýva, že zložky prírodného prostredia majú prirodzené mechanizmy k eliminácii týchto látok, ktoré môžu prebiehať s rôznou intenzitou. Všeobecne platí, že alifatické uhľovodíky sú ľahšie odbúrateľné ako aromatické zlúčeniny, nasýtené uhľovodíky sú degradabilnejšie ako nenasýtené, dlhšie reťazce sú ľahšie degradované ako krátke reťazce. Toxicita ropy a ropných produktov v životnom prostredí nie je spôsobená ich neobvyklou chemickou skladbou, ale ich ekologicky nadlimitným množstvom. Poškodzujú živú, ale aj neživú prírodu, a to buď priamo, alebo transportom havarijných množstiev z jednej zložky životného prostredia do inej. Transport týchto látok je možný vzhľadom na ich rozpustnosť vo vode, ale aj pohybom vyvolaným inými prírodnými silami (zmyv, erózia, vietor) (BIELEK, ILLKA, 1997).

Jednou z hlavných zložiek lesného ekosystému je lesná pôda. Medzi pôdou a okolitým prostredím prebieha vzájomná interakcia, neustála výmena látok a energie. V lesnej pôde žijú rozmanité druhy mikroorganizmov, rastlín a živočíchov a od jej kvality a kvantity závisí schopnosť poskytovať rastlinám vhodné podmienky pre ich rast a vývin, a tým aj kvalitnú potravu pre živočíchy. Produkčná funkcia lesného ekosystému úzko súvisí s ťažbovo – dopravnou činnosťou, ktorá má veľakrát nepriaznivý vplyv na jednotlivé zložky lesného prostredia. Škody, ktoré vznikajú pri antropogénnej činnosti v lese, spôsobené hlavne únikom ropných produktov používaných v hydraulickom systéme ťažbových mechanizmov, sa týkajú samotnej bioty, vodného prostredia a predovšetkým pôdy. Kontamináciou lesnej pôdy pri sústreďovaní dreva dochádza k zmenám jej fyzikálnych, chemických a tiež biologických vlastností. Tieto faktory do veľkej miery následne ovplyvňujú aj aktivitu pôdnych enzýmov a tým aj proces biologickej odbúrateľnosti kontaminantov prítomných v pôde, z ktorých najväčšie nebezpečenstvo predstavujú látky ropného pôvodu. Klimatické zmeny, predovšetkým teplota a vlhkosť sú faktory, ktoré tieto biochemické procesy môžu ovplyvňovať, preto je potrebné venovať v experimentoch aj týmto vplyvom dostatok priestoru.

Metódy a materiál

Na stanovenie a zhodnotenie vplyvu teploty a vlhkosti na biodegradačný proces vo vzorkách kontaminovanej lesnej pôdy produktmi používanými v dopravno-ťažbovom procese bola odobratá pôda v lokalite Lesnej správy Budča (súčasť Vysokoškolského lesníckeho podniku vo Zvolene) z lesného typu s dominanciou buka. Pre účely práce bola na odber vzoriek vybratá oblasť s nezaťaženou ťažbovou činnosťou. Pôda, ktorá sa použila na prípravu experimentálnych vzoriek patrila do pôdneho subtypu „kambizem" a bol v nej uskutočnený pedologický rozbor (v akreditovanom laboratóriu Pracoviska laboratórnych činností VÚPOP v Bratislave), z ktorého vyplývalo, že obsah NEL bol vyhovujúci v zmysle platnej legislatívy (Zákon č. 220/2004 Z.z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy).

Vo vzorkách kontaminovanej pôdy boli stanovené ukazovatele: sušina, nepolárne extrahovateľné látky (NEL), teplota a vlhkosť.

Príprava vzoriek

Pôda bola rozdelená do plastových nádob s rozmermi 15,5 × 60 cm. V každej nádobe bolo po 5 kg pôdy z odstránenou viditeľnou organickou hmotou, v ktorej ukazovateľ NEL bol negatívny. Vzorky boli pripravené kontamináciou pôdy príslušným kontaminantom, s koncentráciou 5 g na 5 kg pôdy. Ako kontaminanty boli použité hydraulické oleje: PARAMO OT HP3 a HLP SYNTH 46. Experiment sa uskutočnil v troch opakovaniach.

PARAMO OT HP 3 je rafinovaný ropný olej, ktorý obsahuje prísady na zlepšenie antioxidačných a protioderových vlastností, zlepšenie nízkoteplotných vlastností, zvýšenie viskózneho indexu a únosnosti mazacieho filmu a prísady proti peneniu a hrdzaveniu. PARAMO OT HP 3 je určený ako pracovná kvapalina hydrodynamických mechanizmov stacionárnych i mobilných strojov. Ide

o žltohnedú kvapalinu, bez zápachu s kinetickou viskozitou 35,0 mm^2/s (pri 40 °C). V priemyselných aplikáciách sa občas používa ako hydraulická kvapalina výkonnostnej triedy HM príslušnej viskozity, v dopravných strojoch (napr. lesné koľajové traktory).

HLP SYNTH 46 je plne syntetický, hydraulický olej s prímesami proti starnutiu, korózii a opotrebeniu s kinetickou viskozitou 48,7 mm2/s (pri 40 °C). Používa sa hlavne ako hydraulický olej v stavebných a cestných strojoch, v priemysle, hutníctve a v hydraulických inštaláciách rozličného druhu (stroje používané pri lesnej ťažbe). Vzhľadom na netoxicitu a bleskovú biologickú rozložiteľnosť je ideálny na prácu v chránených územiach – mestské územia, národné parky, rezervácie.

Nádoby s kontaminovanou pôdou boli umiestnené vonku na terase, kde sa zaznamenávali hodnoty teploty a vlhkosti pôdy v skúšobných nádobách. Rovnako prebehol pokus v laboratórnych podmienkach s konštantnou teplotou (zabezpečenou klimatizačnou jednotkou umiestnenou v laboratóriu) a vlhkosťou pôdy v skúšobných nádobách, ktorá sa zabezpečovala zavlažovaním po povrchu vzoriek v nádobách dažďovou vodou. Vlhkosť sa merala pomocou prenosného vlhkomera na stanovenie objemovej vlhkosti typ TDR FOM/m a na meranie teploty sa používal vpichový teplomer.

Teplota pôdy bola meraná v každej nádobe na dvoch miestach, pravidelne v priebehu trvania experimentu pomocou digitálneho vpichového teplomera. Paralelne s teplotou pôdy bola na meraná vlhkosť pôdy pomocou prenosného vlhkomera na stanovenie objemovej vlhkosti typ TDR FOM/m.

Stanovenie sušiny

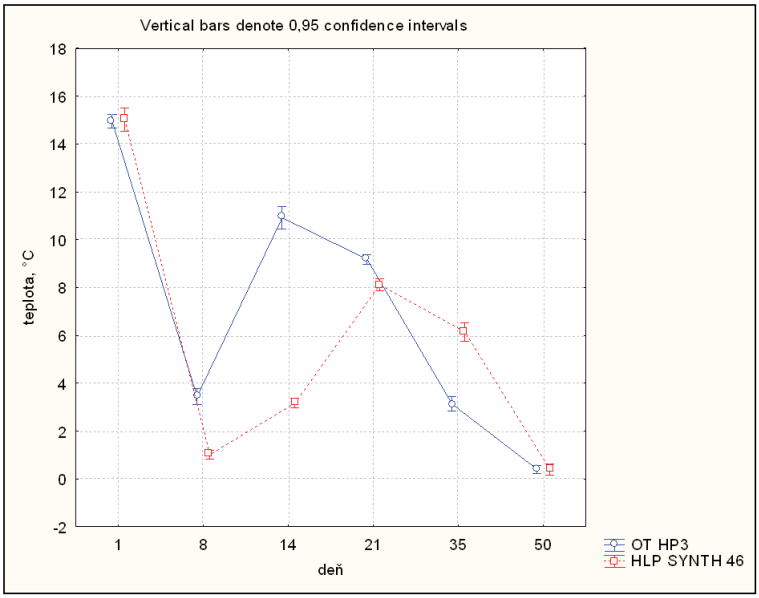
Sušina sa vo vzorkách stanovovala paralelne so stanovením nepolárnych extrahovateľných látok gravimetricky vysušením vzorky do konštantnej hmotnosti pri 105 ºC.

Stanovenie nepolárnych extrahovateľných látok (NEL)

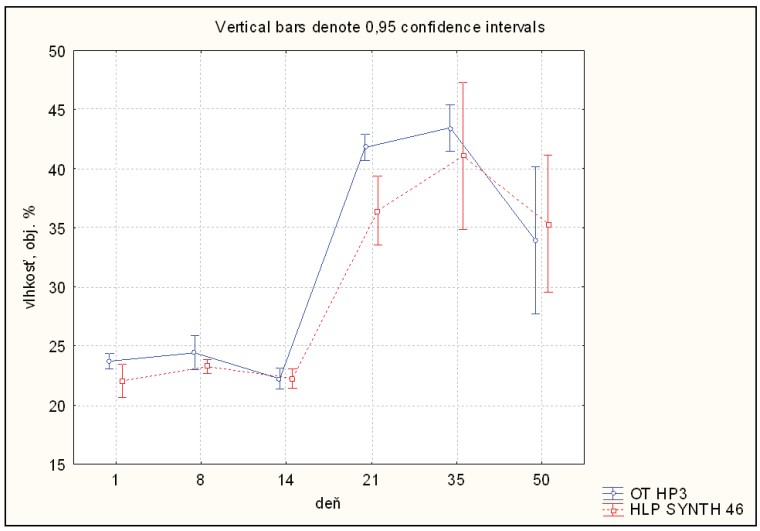
Základom stanovenia je izolácia a skoncentrovanie ropných látok extrakciou vo vhodnom rozpúšťadle. Extrakciou boli zo vzorky vyextrahované uhľovodíky a iné nepolárne a polárne látky použitím extrakčného činidla S 316 (1,2,4,4-tetrachlor-1,1,2,3,3,4- hexafluorbutan). Neuhľovodíkové a polárne látky sa odstránili silikagélom a vyhodnotenie bolo uskutočnené spektrofotometricky v infračervenej oblasti použitím prístroja FTIR ATI AMATSON GENRSIS.

Priebeh biologickej odbúrateľnosti jednotlivých kontaminantov vo vzorkách pôdy v závislosti od času sledovaný počas trvania experimentu bol zhodnotený na základe stanovenia NEL. Na štatistické zhodnotenie výsledkov stanovenia nepolárnych extrahovateľných látok bol použitý program STATISTICA, exponenciálna regresná funkcia y = A*exp(-k*t^n).

Teplota a vlhkosť pôdy, ktorá bola nameraná a zaznamenaná v sledovanom období počas trvania experimentu v skúšobných nádobách je na Obr. 1. a 2. Experiment sa uskutočnil na jeseň.



Obr. 1 Grafické znázornenie zmeny teploty vo vzorkách kontaminovanej pôdy



Obr. 2 Grafické znázornenie zmeny vlhkosti vo vzorkách kontaminovanej pôdy

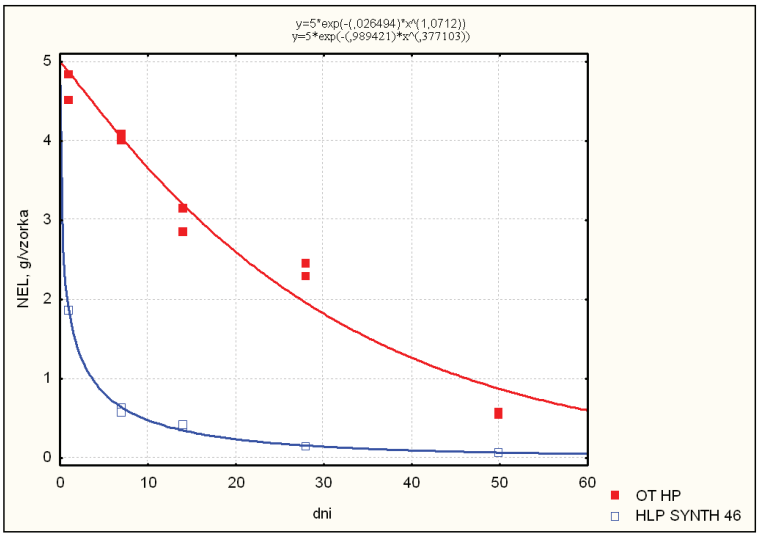
Výsledky a diskusia

Spontánna degradácia v experimente použitých kontaminantov je veľmi pomalý proces, ktorý v prirodzených podmienkach prebieha 5–10 rokov. Podstata biodegradácie spočíva v tom, že pomocou pôdnych mikroorganizmov dochádza za presne definovaných podmienok (teplota, živiny, kyslík, pH) k rozkladu ropných látok na CO_2, H_2O a medziprodukty (FARGAŠOVÁ, 2009).

Z obr.3 vyplýva, ako uvádza i niekoľko autorov (MARKO, 2004; KUČERA, 2004), že hydraulické kvapaliny používané v ťažbovo – dopravných mechanizmoch majú zásadnú nevýhodu. Nie sú ľahko biologicky rozložiteľné. Koncentrácia hydraulického oleja OT HP 3 vo vzorkách pôdy počas výskumu klesala veľmi pomaly. Do 10. dňa experimentu sa odbúralo z 5 g oleja OT HP 3 na vzorku približne len 1,5 g, t.j. 30 %. Avšak najväčší pokles koncentrácie biohydraulického oleja HLP SYNTH 46 bol zaznamenaný hneď v prvých dňoch po kontaminácii, o 90 %, t.j. 4,5 g na vzorku, k čomu mohli prispieť okrem iného aj optimálne hodnoty teploty a vlhkosti pre biodegradáciu. Biologická odbúrateľnosť oleja HLP SYNTH 46 mala ďalej už len mierny charakter, v 50. deň výskumu sa zaznamenala takmer nulová koncentrácia. Naopak pri hydraulickom oleji OT HP 3 bola ešte v 50. deň od začiatku pokusu zaznamenaná koncentrácia asi 20 % z pôvodného množstva.

Priebeh biodegradácie kontaminantov bol potvrdený tiež prostredníctvom štatistických parametrov (Tab.1–2) k – strmosť poklesu a parametrom začiatočného zakrivenia – n. Indexom determinácie R^2 je vyjadrená závislosť biodegradácie od času.

Z uvedeného je možné konštatovať, že hydraulický olej OT HP 3 je pre svoju pomalú biodegradabilitu väčšou záťažou, ako pre pôdu tak, aj pre celé lesné prostredie ako biohydraulický olej HLP SYNTH 46, ktorého biodegradabilita bola výrazne rýchlejšia a charakteristická aj vysokou strmosťou poklesu, t.j. rozkladu kontaminantu (k = 0,9894, Tab. 2) na rozdiel od hydraulického oleja OT HP3 (k = 0,0264, Tab. 1). Preto jedným z riešení problému kontaminácie pôdy hydraulickými olejmi pri ťažbovom procese môže byť náhrada minerálnych olejov biologicky ľahko rozložiteľnými olejmi. Tie sa v posledných rokoch vyznačujú vyššou kvalitou oproti hydraulickým kvapalinám na báze ropných látok, čo umožňuje aj zdvojnásobiť interval výmeny oleja (Kučera, 2004).



Obr. 3 Štatistický model závislosti biodegradácie kontaminantov v závislosti od času s vplyvom vonkajších podmienok

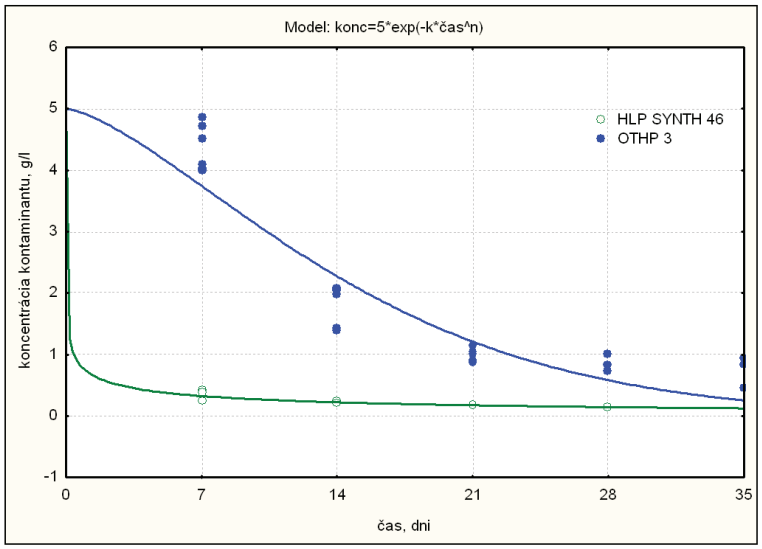
Tab. 1 Štatistické parametre nelineárnej regresie biodegradability oleja OT HP 3 na základe zvoleného parametra NEL (g/vzorku) v závislosti od času (IS – interval spoľahlivosti, 95%)

	Odhad parametra regresnej rovnice	Smerodajná chyba parametra	Studentovt--test stupne voľnosti = 22	Hladina významovosti p	Ľavá hranica pre IS regresnej rovnice	Pravá hranica pre IS regresnej rovnice
k	0,0264	0,0108	2,4399	**0,0405**	0,0014	0,0515
n	1,0712	0,1259	8,5042	**0,0000**	0,7807	1,3617
Index korelácie R	0,9799					
Index determinácie R^2	0,9603					

Tab. 2 Štatistické parametre nelineárnej regresie biodegradability oleja HLP SYNTH 46 na základe zvoleného parametra NEL (g/vzorku) v závislosti od času(IS – interval spoľahlivosti, 95%)

	Odhad parametra regresnej rovnice	Smerodajná chyba parametra	Studentovt--test stupne voľnosti = 22	Hladina významovosti p	Ľavá hranica pre IS regresnej rovnice	Pravá hranica pre IS regresnej rovnice
k	0,9894	0,0151	65,3482	**0,000**	0,9545	1,0243
n	0,3771	0,0094	40,2669	**0,000**	0,3555	0,3987
Index korelácie R	0,9984					
Index determinácie R^2	0,9969					

V porovnaní so sledovaním kontaminantov využívaných pri ťažbe dreva za kontrolovaných podmienok (teplota pôdy bola 22 ºC, vlhkosť v intervale 28–30 objemových %), bola rýchlosť biodegradácie oleja OT HP 3 a HLP SYNTH 46 mierne rýchlejšia (HYBSKÁ, 2011). Hlavnou príčinou mohol byť vplyv teploty a vlhkosti, ktoré zodpovedali vhodným podmienkam pre biodegradáciu. ESZÉNYIOVÁ (1995) uvádza, že pre efektívnu biologickú odbúrateľnosť ropných látok je vhodná teplota v intervale 15–40 ºC a vlhkosť v rozmedzí 20–30 objemových %. Preto je možné konštatovať, že biologická rozložiteľnosť ropných produktov za nekontrolovaných podmienok závisí do určitej miery od parametrov okolitého prostredia, predovšetkým od teploty a vlhkosti. Na Obr.4 je zaznamenaný priebeh biodegradácie kontaminantov v závislosti od času za konštantných podmienok.



Obr. 4 Štatistický model závislosti biodegradácie kontaminantov v závislosti od času

Tab. 3 Štatistické parametre nelineárnej regresie biodegradability oleja HLP SYNTH 46 a OTHP3 na základe zvoleného parametra NEL (g/vzorku) v závislosti od času (IS – interval spoľahlivosti, 95%) za konštantných podmienok

Kontaminant	k	N	r	r^2	s^2
HLP SYNTH 46	1,898	0,185	0,870	0,757	0,036
OTHP 3	0,017	1,447	0,936	0,877	8,236

Na priebeh odbúrateľnosti teda vplývajú abiotické faktory, ale aj skutočnosť, že biohydraulický olej má vysokú rýchlosť odbúravania v prvých dňoch pôsobenia mikroorganizmov na kontaminant, pričom sa dosahuje až 90% a viac %-ná účinnosť odburávania, ako uvádzajú aj viacerí autori (Nevyjel, 1991, Hybská 2011). Zo získaných výsledkov tejto práce môžeme zaradiť biohydraulický olej HLP SYNTH 46 do kategórie – veľmi dobre biologicky rozložiteľných materiálov (Burghardtová, 1995). Pri porovnávaní výsledkov z práce Samešová, Hybská (2011) bol proces biodegradácie biohydraulického oleja HLP SYNTH 46 charakteristický vysokou strmosťou poklesu, čo znamená, že už od prvého dňa kontaminácie, prebiehal proces odbúravania veľmi dynamicky, ako je to aj v našom experimente uskutočnenom s vplyvom teploty a ovzdušia. Nameraná najvyššia celková aktivita v pôdach je podľa Tobiášovej a Zaujeca (2004) koncom jari, začiatkom a koncom leta a až začiatkom jesene, kedy býva pôda teplá a vlhká. Uskutočnený výskum preukazuje vyššiu aktivitu mikroorganizmov na začiatku výskumu ako na jeho konci, čo do určitej miery ovplyvnili aj sezónne zmeny teplôt a vlhkosti. V chladnom alebo zimnom období nastáva pokles aktivity pôdnych mikroorganizmov, čo má za následok zníženie biologickej odbúrateľnosti ropných produktov v pôde. Z predchádzajúcich poznatkov je zrejmé, že rozložiteľnosť biohydraulického oleja HLP SYNTH 46 v pôdnom substráte pomocou prirodzenej mikroflóry obsiahnutej v pôde je oveľa rýchlejšia a efektívnejšia, ako pri hydraulickom oleji OT HP3.

Biohydraulický olej sa vyrába zo syntetických materiálov a pre mikroorganizmy predstavuje jednoduchší proces rozkladu. Radocha (1994) vo svojom článku uvádza, že hlavným dôvodom používania biohydraulických olejov je ich vysoká biologická rozložiteľnosť pôdnymi mikroorganizmami. Dôkazom účinnosti odbúrania biohydraulických olejov je aj Markova práca (2004), kde sa uvádza odbúrateľnosť biohydraulických olejov v intervale od 75–100 % celkového odbúrania. Pre porovnanie odbúrateľnosti biohydraulického a hydraulického oleja v pôdnych zložkách, je dôležitý poznatok, ako uviedla Hybská (2009), že hydraulický olej patrí do skupiny pomaly rozložiteľných látok. Grunda a Ulrich (1990) uvádzajú, že samovoľná biodegradácia hydraulických olejov v prírodnom prostredí môže trvať 10 až 15 rokov a z toho vyplýva, že používanie hydraulického oleja OT HP3 je nepodstatne väčšou záťažou pre prírodné a tým aj lesné prostredie, ako je používanie biodegradabilných výrobkov.

Porovnaním biodegradačného procesu kontaminovanej pôdy za konštantných podmienok s priebehom biodegradácie ropnej kontaminácie v experimentálnych vzorkách s vplyvom vonkajších pdomienok sa zistilo, ako aj vyplýva z Tab. 4, že zmeny v teplote vonkajšieho prostredia, ako aj vlhkosť prostredia negatívne ovplyvňovali priebeh biodegradácie, čo sa prejavilo vo vzorkách kontaminovaných hydraulickým olejom OT HP3 spomalením biodegradačného procesu a tým aj poklesu množstva degradovaných ropných látok.

Tab. 4 Porovnanie % biodegradácie v kontaminovaných vzorkách za zvolených podmienok experimentu

Druh oleja	Konštantné podmienky	S vplyvom vonkajších podmienok
	% Biodegradácie	
HLP SYNTH 46	90,0 %	97,4 %
OT HP 3	83,8 %	54,0 %

Záver

Jednou z hlavných zložiek lesného ekosystému je lesná pôda. Medzi pôdou a okolitým prostredím prebieha vzájomná interakcia, neustála výmena látok a energie. V lesnej pôde žijú rozmanité druhy mikroorganizmov, rastlín a živočíchov a od jej kvality a kvantity závisí schopnosť poskytovať rastlinám vhodné podmienky pre ich rast a vývin, a tým aj kvalitnú potravu pre živočíchy.

Produkčná funkcia lesného ekosystému však ponúka možnosť realizovať v ňom ťažbovo – dopravnú činnosť, ktorá svojím pôsobením vyvoláva nemalé negatívne následky na jednotlivé zložky lesného prostredia. Škody, ktoré vznikajú pri antropogénnej činnosti v lese, siahajú od poškodzovania lesného porastu až po škody spôsobené únikom ropných produktov používaných v hydraulickom systéme ťažbových mechanizmov. Kontamináciou lesnej pôdy hydraulickými kvapalinami, pri sústreďovaní dreva, dochádza k celej rade zmien fyzikálnych, chemických a tiež biologických vlastností. Rastliny reagujú spomaleným rastom a odumieraním, a tým sa následne znižuje i biologická aktivita v pôde.

Na základe výsledkov tohto experimentu, je možné potvrdiť, že priebeh biologickej degradácie v pôde úzko koreluje s teplotou a vlhkosťou pôdy. Z výsledkov je možné konštatovať a zároveň potvrdiť, že biohydraulický olej HLP SYNTH 46 sa vyznačoval rýchlou a dynamickou biodegradabilitou. Najväčšie množstvo tohto oleja vo vzorkách pôdy sa odbúralo hneď v prvých dňoch výskumu. Avšak druhý z použitých kontaminantov, hydraulický olej OT HP 3, mal značne pomalší a postupnejší priebeh biodegradácie.

Na základe uvedeného môžeme konštatovať, že hydraulické oleje na báze ropy pre svoju nižšiu schopnosť biologickej rozložiteľnosti znamenajú viditeľne väčšiu záťaž pre lesnú pôdu a tým aj pre celý lesný ekosystém, ako biologicky rozložiteľné hydraulické kvapaliny. Jednou z možností ochrany lesnej pôdy je aspoň čiastočne znížiť nepriaznivé následky škôd spôsobených pri

sústreďovaním dreva, náhradou klasických minerálnych olejov olejmi, ktoré sú menej ekologicky závadné a vyznačujú sa rýchlou biologickou rozložiteľnosťou. Tým by sa do istej miery skrátil interval negatívneho pôsobenia olejov uniknutých z mechanizmov využívaných pri ťažbovom procese a tým aj nepriaznivý vplyv na biologickú aktivitu v pôde. Pozornosť v článku predkladanej problematike je venovaná aj z dôvodu veľmi častej absencie informácií o biologickej odbúrateľnosti, ako aj o ekotoxikologických vlastnostiach celej škály obdobných produktov, o čom svedčia karty bezpečnostných údajov týchto výrobkov.

Zoznam literatúry

BIELEK, P., ILKA, P.: Metodika k podmienkam nakladania s pôdami a zeminami upravenými očistením od ropných látok metódami biodegradácie, Bratislava. 1997. Ministerstvo pôdohospodárstva SR, 28s. ISBN:80-85361-20-5.

BURGHARDTOVÁ, K.: Biologická rozložiteľnosť organických látok. In: Ropa a uhlie : tribológia – ekológia – toxikológia, 1995, roč. 37, č. 1, s. 69–71, ISSN 1335-1141.

ESZÉNYIOVÁ, A.: Asanácia pôdy znečistenej ropnými látkami biologickou cestou. In Ropa a uhlie, 1995, roč.37, č.1, s. 62–66.

FARGAŠOVÁ, A. Ekotoxikologické biotesty. Bratislava: Perfekt, 2009. ISBN: 978-80-8046-422-6.

GRUNDA, B., ULRICH, R.: Oil linfiltration into the soil and its effect on ecologically imortant soil properties. In: Lesníctví. 1990, roč. 36, s. 947–948.

HYBSKÁ, H., SAMEŠOVÁ, D.: Ropné látky – kontaminanty lesného prostredia. In: Monitorovanie a hodnotenie stavu životného prostredia VIII. Zborník referátov, Technická univerzita, Zvolen, 2009, s.71–78, ISBN 978-80-228-2072-1.

HYBSKÁ, H: Výskum environmentálneho zaťaženia ropnými látkami z malých zdrojov znečistenia. Dizertačná práca, FEE TU, Zvolen, 2011. 137 s.

KUČERA, M.: Možnosti použitia biologicky rozložiteľných hydraulických kvapalín v lesných strojoch. In Kolokvium ku grantovej úlohe č. 1/9260/02 : zborník. Zvolen : Technická univerzita vo Zvolene, 2004. ISBN 80-228-1303-6, s. 63–73.

MARKO, J.: Biologicky odbúrateľné oleje – ich vlastnosti a parametre. In Kolokvium ku grantovej úlohe č.1/9260/02. Zborník. Zvolen : Technická univerzita vo Zvolene, 2004. ISBN 80-228-1303-6, s. 6–18.

NEVYJEL, J.: Využití biodegradovatelných hydraulických kapalin a maziv. In: Drevo. 1991, roč. 46, č. 2, s. 41–42.

OLLEROVÁ, H.: Flóra a vegetácia stanovíšť ovplyvnených ropnými látkami v oblasti Petrochema Dubová, VŠ 7/2004/A. Zvolen : Technická univerzita vo Zvolene, 2004. 123 s. ISBN 80-228-1428-8.

RADOCHA, M.: Les a ropné látky. In Životné prostredie. ISSN 0044-4863, 1994, roč. 28, č. 4, s.181–182.

SAMEŠOVÁ, D., HYBSKÁ, H: Výskum environmentálnych impaktov ropných látok v prírodnom prostredí. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene, 2011. ISBN 978-80-228-1832-2, s. 98.

TOBIAŠOVÁ, E., ZAUJEC, A.: Biológia pôdy. Slovenská poľnohospodárska univerzita, Nitra, 2004, 104 s., ISBN 80-8069-350-1.

OSÍDĽOVANIE MINIPLÔCH SKLÁDKY GUDRÓNOV VEGETÁCIOU V ZÁVISLOSTI OD TEPLOTY A ZRÁŽOK

PRIMARY SUCCESSION ON PLOTS AT ACID TARS LANDFILL DEPANDING ON TEMPERATURE AND PRECIPITATION

Hana OLLEROVÁ, Oľga KONTRIŠOVÁ

Technická univerzita vo Zvolene, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Katedra environmentálneho inžinierstva, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika, ollerova@tuzvo.sk, kontris@tuzvo.sk

Abstrakt

Príspevok porovnáva osídľovanie výskumných plôch (miniplôch) na skládke gudrónov Predajná II (okres Brezno) vegetáciou vplyvom rôznej teploty a zrážok. Na desiatich miniplochách s veľkosťou 40 × 40 cm sme porovnávali počet rastlinných druhov a počet jedincov počas vegetačných období dvoch rokov. Vegetačné obdobie prvého roka bolo charakterizované vysokými úhrnmi zrážok hlavne v mesiacoch jún a júl a celkovou priemernou teplotou 27,9 ˚C a vegetačné obdobie druhého roka zase nízkymi úhrnmi v mesiacoch máj, jún, august a september a celkovou priemernou teplotou 30,4 ˚C. Najvyšší počet druhov pri vyššom úhrne zrážok sme zaznamenali na ploche č. 7 (13). Počas suchého roka počet druhov na všetkých plochách poklesol, najvýraznejšie na ploche č. 3 (z 8 na 0) a ploche č. 6 (z 8 na 1). Na základe analýzy variancie a Duncanovho testu môžme konštatovať, že štatisticky významný rozdiel je v počte druhov medzi suchým a vlhkým rokom len v mesiaci august, ktorý predstavuje vrchol vegetačného obdobia.

Abstract

The paper shows differences in primary succession on acid tars landfill named Predajná II (Brezno district) depending on various air temperature and precipitation. We compared the number of plant species and number of individuals during the vegetation period over two years at ten research plots with size 40 × 40 cm. Growing season of the first studied year was characterized by high rainfall especially in June and July, and the overall average temperature was 27.9 ˚ C. Second studied growing season was characterized by low rainfall in the months of May, June, August and September, and the overall average temperature was 30.4 ˚C. The highest number of species was recognized on a plot no. 7 (13 plant species) in the so called wet year. During a year with lower precipitation amount, the number of species at all studied plots decreased, most notably at the plot no. 3 (from previous 8 species to 0) and plot no. 6 (from 1 to 8). Based on the analysis of variance and Duncan's test, we can state that a different number of plant species between dry and wet year is statistically significant only in August, which presents the peak of growing season.

Kľúčové slová: *vegetácia, gudróny, teplota vzduchu, úhrn zrážok*

Key words: *vegetation, acid tars, air temperature, precipitation*

Úvod

Vegetácia pôd starých environmentálnych záťaží je vystavená špecifickým podmienkam. Pôdy sú degradované, s obsahom skeletu, chudobné na živiny a často s vysokým obsahom kontaminantov anorganického alebo organického charakteru. Štúdiom vegetácie na skládkach, haldách, v lomoch sa zoberali mnohí autori, Marušková (2011), Hronček (2008, 2009), Tichý (2006), Ollerová (2004a, 2004b), Ollerová, Samešová (2008), Prach (1999), Banásová (1976). Vysoké koncentrácie ropných látok v pôde v súčinnosti s klimatickými podmienkami – teplotou a úhrnom zrážok ovplyvňujú biodiverzitu rastlinných spoločenstiev. V druhovej skladbe fytocenóz nastávajú kvantitatívne

i kvalitatívne zmeny. Zmeny sa prejavujú vyhynutím najcitlivejšej zložky vegetácie – machov a lišajníkov, ďalej ústupom alebo úplným vyhynutím citlivých druhov vyšších rastlín, tzv. petroleofóbnych, neznášajúcich ropné znečistenie. Rovnako môže dôjsť k značnému rozšíreniu rezistentných druhov – petroleofilných, znášajúcich znečistenie ropnými látkami. Rozsah zmien vegetačného krytu je podmienený stupňom nasýtenia prostredia ropnými uhľovodíkmi, druhom ropných látok, fyzikálno-chemicko-biologickými vlastnosťami pôd ako aj klimatickými faktormi. Na základe týchto faktorov môže dôjsť k úplnému zničeniu nadzemnej časti vegetácie, k zmenšeniu početnosti a pokryvnosti druhov alebo k vzniku porastov s jediným prevládajúcim druhom, približujúcim sa charakteru monocenózy. Problematikou vplyvu gudrónových odpadov na životné prostredie sa ďalej zaoberali Samešová a kol. (2007), Ladomerský a kol. (2004), Hroncová (2004). Podľa týchto autorov sa stykom zrážkovej alebo podzemnej vody s uloženým odpadom uvoľní značný podiel organických látok (približne 65 %). Z tohto množstva sa rozhodujúca časť vylúhuje do 24 hodín. Podobnou problematikou, vplyvom vylúhovateľnosti odpadového kalu na životné prostredie, sa zaoberala aj Ďuricová (2011).

Cieľom práce je porovnať zmeny v osídľovaní miniplôch vegetáciou na skládke gudrónov počas dvoch rokov s rôznymi klimatickými podmienkami (vplyv teploty a zrážok).

Materiál a metódy

Gudróny – kyselinové smoly, kyslé rafinačné zvyšky – odpady, ktoré sú sprievodným produktom sulfonačných technológií spracovania ropy. Sú v nich obsiahnuté nežiaduce zložky odstránené z rafinovaného oleja a obsahujú vysoký podiel kyseliny sírovej, aromatických a heterocyklických sulfokyselín ako aj asfaltických živíc. Sulfonačné technológie patria k najstarším technologickým procesom spracovania ropy, ktoré sa využívajú dodnes kvôli vysokej účinnosti odstraňovania nežiaducich látok a zlepšenia oxidačnej stálosti rafinátu (Kuraš, 1994).

V regióne Brezna sa nachádzajú dve skládky gudrónov, na ktoré sa v rokoch 1964–1983 v súlade s vtedy platnou legislatívou vyvážali. Skládky sú situované v odlesnenej krajine, v členitejšom území porastenom trávnatým porastom, v chránenej vodohospodárskej oblasti Nízke Tatry a v ochrannom pásme Národného Parku Nízke Tatry s druhým stupňom ochrany prírody. Na prvú skládku, označená ako Predajná I., s plochou 10 577 m^2 bolo uložených 100 000 m^3 tekutého až kašovitého odpadu z kyslej rafinácie ropy. Druhá skládka, označená ako Predajná II. (obr. 1), predstavuje priestor pre deponovanie 125 000 m^3 odpadu na ploche 12 000 m^2. V súčasnosti sa odpad na skládky už nevyváža, vývoz na skládku Predajná I. sa realizoval v rokoch 1964–1974, na skládku Predajná II. v rokoch 1974–1983. Ide teda o staré environmentálne záťaže, ktoré ohrozujú životné prostredie už takmer 50 rokov (Halajová, 1995).

Postupné osídľovanie vegetáciou sme sledovali na skládke gudrónov Predajná II, na 10 miniplochách s rozlohou 40 × 40 cm, na vnútornom svahu vyhĺbenej depresie so sklonom 30° a západnou expozíciou (obr. 1). Vegetácia sa začala vyvíjať až po postupnom odčerpaní tzv. kyslej emulznej vrstvy, ktorá vznikla vylúhovaním gudrónov do zrážkových vôd i samotných zrážkových vôd asi v roku 1985, čím sa obnažili vnútorné svahy skládky a vytvorili sa podmienky pre osídľovanie týchto plôch vegetáciou. Výskum sme začali realizovať v roku 1998. V jednotlivých rokoch sme na plochách sledovali počet druhov a počet jedincov. Zaznamenávali sme aj výšky niektorých druhov, fenologické fázy i kategórie vývinových štádií (juvenilné, fertilné a sterilné jedince). Za jedinca považujeme každý nadzemný výhonok (list, prízemná ružica, byľ, olistená byľ) bez toho, že by sme skúmali jeho postavenie v populácii (v trse) a jeho metabolickú závislosť.

Frekvenciu druhov sme stanovili v % ako podiel počtu plôch, na ktorých je druh prítomný a celkového počtu plôch (Moravec, 1994). Názvoslovie rastlín uvádzame podľa Marholda a Hindáka (1998).

Keďže na skládke gudrónov lokalizovanej pri obci Predajná Slovenský hydrometeorologický ústav neuskutočňuje meranie teploty vzduchu ani úhrnov zrážok, uvádzame tieto údaje z najbližších možných lokalít, množstvo zrážok z Jasenia a Brusna, teplotu z lokality Brezno. Údaje sme získali z SHMU v Banskej Bystrici. Vplyv teploty vzduchu a množstva zrážok na druhovú diverzitu sme vyhodnotili pomocou štatistických metód – analýzy variancie a Duncanovho testu v programe Statistica 6.

Klimatickú charakteristiku územia uvádzame podľa Langovho dažďového faktora podľa vzorca:

$D_F = \frac{H_{z,r}}{t_r}$, kde $H_{z,r}$ – priemerný ročný zrážkový úhrn pre záujmové územie v mm, t_r – priemerná ročná teplota vzduchu pre záujmové územie v ˚C.

Klasifikácia pre charakteristiku územia: > 40 – suché, 40–60 – polosuché, 60–100 – polovlhké, 100–160 – vlhké, < 160 extrémne vlhké územie (Moravec, 1994, Antal, 2005).

Charakteristika klimatických ukazovateľov:

Pre obe zrážkomerné stanice v Brusne i v Jasení platí (tab. 1), že množstvo zrážok v mesiacoch vegetačného obdobia v prvom sledovanom roku (vlhkejšom) je vyšší ako v druhom sledovanom roku (okrem septembra na lokalite Jasenie). Najvyššie úhrny boli zaznamenané v júni a v júli (Brusno – 164 a 124 mm, Jasenie – 111 a 141 mm), sú dokonca vyššie ako dlhodobé tridsaťročné priemery (1951–1980). August aj september sú v oboch sledovaných rokoch v porovnaní s dlhodobými priemermi suchšie. Celkový úhrn zrážok za celé vegetačné obdobie bol na lokalite Jasenie vo vlhkom roku 455 mm a v suchom roku 285 mm, na lokalite Brusno 523 mm a 290 mm. Pri porovnávaní priemerných mesačných teplôt (tab. 2) počas vegetačného obdobia nie sú rozdiely medzi suchým a vlhkým rokom veľmi výrazné. Vrchol vegetačného obdobia (august) v suchom roku bol v porovnaní s augustom vlhkého roku teplejší o 1,7 ˚C. Priemerné hodnoty teplôt za vegetačné obdobia sú veľmi podobné, vo vlhkom roku 14,9 ˚C a v suchom roku 14,7 ˚C. Dlhodobý priemer (1951–1980) je vo vegetačnom období na lokalite Brezno 13,0 ˚C. Pri hodnotení absolútnych teplotných maxím (tab. 3) sme zaznamenali vyššie teploty v suchšom roku ako vo vlhkejšom v mesiacoch apríl, jún, júl, august. Mesiac máj je teplotne vyrovnaný v oboch sledovaných rokoch. Výrazný rozdiel je aj pri porovnaní priemerných hodnôt absolútnych maxím za celé vegetačné obdobie, vo vlhkom roku je to 27,9 ˚C, v suchšom 30,4 ˚C a dlhodobý priemer za roky 1951–1980 je až 32,2 ˚C. Celkový počet letných dní (tab. 4) bol vo vlhkom roku 56 a v suchom 71. V máji, júni a auguste bolo viac letných dní v suchom roku, vo vlhkom roku bolo viac letných dní v júli.

Tabuľka 1. Priemerné mesačné úhrny zrážok (mm) na lokalitách Brusno a Jasenie

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	veg. obdobie
Brusno													
1951–1980	50	53	47	**51**	**69**	**100**	**92**	**75**	**57**	59	75	68	**444**
vlhký rok	31	76	37	**95**	**58**	**164**	**124**	**56**	**26**	49	26	68	**523**
suchý rok	49	46	121	**56**	**40**	**53**	**102**	**19**	**20**	35	113	52	**290**
Jasenie													
1951–1980	56	60	55	**58**	**73**	**107**	**99**	**82**	**63**	63	79	78	**482**
vlhký rok	32	53	31	**74**	**48**	**111**	**141**	**62**	**19**	59	29	61	**455**
suchý rok	55	63	148	**57**	**46**	**54**	**87**	**17**	**24**	40	132	55	**285**

Zdroj: SHMU

poznámka: tučným písmom sú zvýraznené úhrny zrážok počas vegetačného obdobia

Tabuľka 2. Priemerné mesačné teploty vzduchu (˚C) na lokalite Brezno

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	veg. obd.
1951–1980	-5,1	-2,7	1,6	**6,9**	**11,8**	**15,3**	**16,6**	**15,7**	**11,9**	7,2	2,4	-2,5	13,0
vlhký rok	-2,6	-2,7	2,9	**9,1**	**12,7**	**17,2**	**18,8**	**16,3**	**15**	7,3	1,7	-4	14,9
suchý rok	-5,9	-1,6	2	**10,4**	**14,1**	**17**	**16,3**	**18**	**12,1**	10,1	6,3	0,1	14,7

Zdroj: SHMU

poznámka: tučným písmom sú zvýraznené teploty vzduchu počas vegetačného obdobia

Tabuľka 3. Absolútne mesačné maximá teploty vzduchu (˚C) na lokalite Brezno

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	veg. obd.
1951–1980	12,8	14,5	23,3	**27,1**	**30,6**	**32,5**	**34,5**	**36,5**	**32**	26,5	20	13,7	32,2
vlhký rok	4,5	10,5	19	**22**	**28,5**	**28**	**30**	**31,5**	**27,5**	21,5	16,5	6,5	27,9
suchý rok	8	9,5	15,5	**26,5**	**28**	**34,5**	**32,4**	**34,5**	**26,5**	26,1	14,8	11	30,4

Zdroj: SHMU

poznámka: tučným písmom sú zvýraznené maximá teploty vzduchu počas vegetačného obdobia

Tabuľka 4. Počet letných dní v mesiacoch vegetačného obdobia na lokalite Brezno

	IV	V	VI	VII	VIII	IX	veg. obdobie
vlhký rok		3	13	19	10	11	56
suchý rok	8	13	15	10	20	5	71

Zdroj: SHMU

Obr. 1 Skládka gudrónov Predajná II (foto H. Ollerová)

Výsledky a diskusia

Informácie o primárnej sukcesii na novovytvorených stanovištiach skládky, o postupnom osídľovaní plôch vegetáciou, o druhovej diverzite, frekvencii výskytu druhov sú dôležité z hľadiska sanácie skládok gudrónov a hlavne revitalizácii – ozelenení daného územia vhodnými druhmi v poslednej etape úprav a sanácií.

Tabuľka 5. Počet druhov na miniplochách vo vegetačnom období suchého a vlhkého roka

	máj		jún		júl		august		september	
	S	V	S	V	S	V	S	V	S	V
1	6	4	6	7	**7**	**7**	**5**	**7**	3	3
2	3	2	3	6	**3**	**6**	**3**	**6**	0	4
3	1	1	1	4	**0**	**8**	**0**	**8**	0	7
4	4	3	7	7	**7**	**11**	**7**	**10**	5	8
5	5	4	7	8	**7**	**9**	**6**	**9**	4	8
6	2	1	2	5	**2**	**6**	**1**	**8**	1	6
7	3	6	8	8	**12**	**8**	**12**	**13**	11	12
8	2	3	5	6	**4**	**6**	**4**	**6**	3	5
9	2	3	2	4	**2**	**4**	**2**	**4**	2	4
10	1	3	4	4	**4**	**4**	**4**	**4**	2	3

S – suchý rok, V – vlhký rok

poznámka: šedou farbou sú zvýraznené údaje v mesiacoch júl a august, ktoré predstavujú vrchol vegetačného obdobia

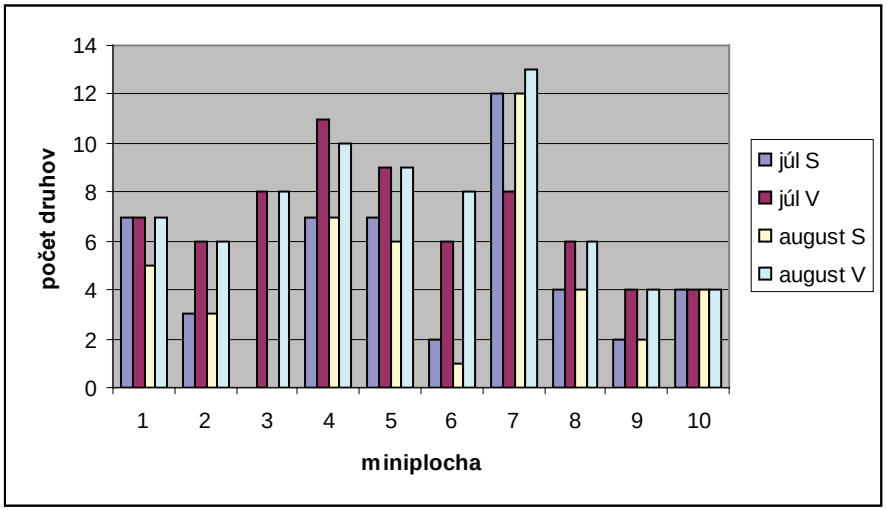
Tabuľka 6. Počet jedincov na miniplochách vo vegetačnom období suchého a vlhkého roka

	máj		jún		júl		august		september	
	S	V	S	V	S	V	S	V	S	V
1	38	6	38	24	**36**	**24**	**27**	**30**	5	5
2	24	20	24	50	**22**	**50**	**17**	**45**	0	31
3	50	20	41	27	**0**	**33**	**0**	**23**	0	22
4	25	3	53	25	**54**	**29**	**47**	**59**	14	42
5	47	6	55	33	**57**	**34**	**51**	**38**	34	32
6	3	-	3	5	**3**	**6**	**25 %**	**8**	-	6
7	13	18	31	70	**38**	**70**	**38**	**83**	23	65
8	2	3	12	12	**11**	**6**	**11**	**8**	8	7
9	17	28	17	29	**17**	**29**	**19**	**30**	2	25
10	20	22	25	24	**25**	**24**	**25**	**27**	20	20

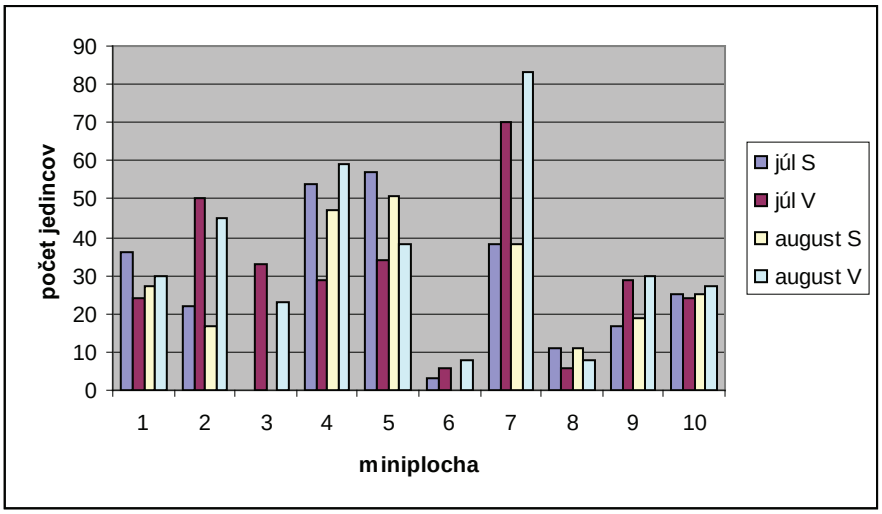
S – suchý rok, V – vlhký rok

poznámka: šedou farbou sú zvýraznené údaje v mesiacoch júl a august, ktoré predstavujú vrchol vegetačného obdobia

V tabuľkách 5 a 6 uvádzame počet druhov a počet jedincov počas celého vegetačného obdobia v obidvoch rokoch. V mesiacoch júl a august, ktoré predstavujú vrchol vegetačného obdobia, je počet druhov vyšší v roku s vyšším úhrnom zrážok a nižšou priemernou teplotou takmer na všetkých desiatich plochách. Na ploche č. 10 je počet druhov rovnaký v suchom i vlhkom roku. Na ploche č. 3 sa v suchom roku v mesiacoch júl a august nevyskytoval žiadny druh. V máji a v júni sme na tejto ploche zaznamenali 50 jedincov jediného druhu *Alyssum alyssoides*, ktoré vo fáze kvetných pukov uschli a odumreli. Iné druhy sa na ploche do konca septembra už neobjavili. Najviac druhov sa vyskytlo na ploche č. 7 v auguste vlhkého roka – 13. Boli to taxóny – *Agrostis capillaris, Achillea millefolium, Alyssum alyssoides, Artemisia vulgaris, Conyza canadensis, Hypericum perforatum, Leontodon hispidus, Melilotus officinalis, Pilosella bauhinii, Plantago lanceolata, Sanguisorba minor, Sedum acre* a *Viola arvensis*. Ďalšie vyskytujúce sa druhy na iných plochách boli *Acinos arvnesis, Arenaria serpyllifolia, Cardaminopsis arenosa, Convolvulus arvensis, Daucus carota, Medicago lupulina, Myosotis arvensis, Potentilla arenaria, Pseudolysimachion spicatum, Taraxacum officinale* agg., *Tithymalus cyparissias, Trifolium medium* agg., *Arrhenatherum elatius, Bromus erectus, Dactylis glomerata, Festuca rubra, Trifoliu repens, Poa pratensis* agg. V suchom a teplejšom roku počet druhov na plochách poklesol (obr. 2). Výnimkou je plocha 7 v mesiaci júli, kde počet druhov bol 12 v suchom roku a 8 vo vlhkom roku. V auguste však pribudli niektoré druhy a počet druhov vzrástol na 13. Percentuálne vyjadrujeme pokles druhov v suchom roku oproti vlhkému v nasledovnom poradí: 29, 50, 100, 30, 33, 88, 8, 33, 50, - %.



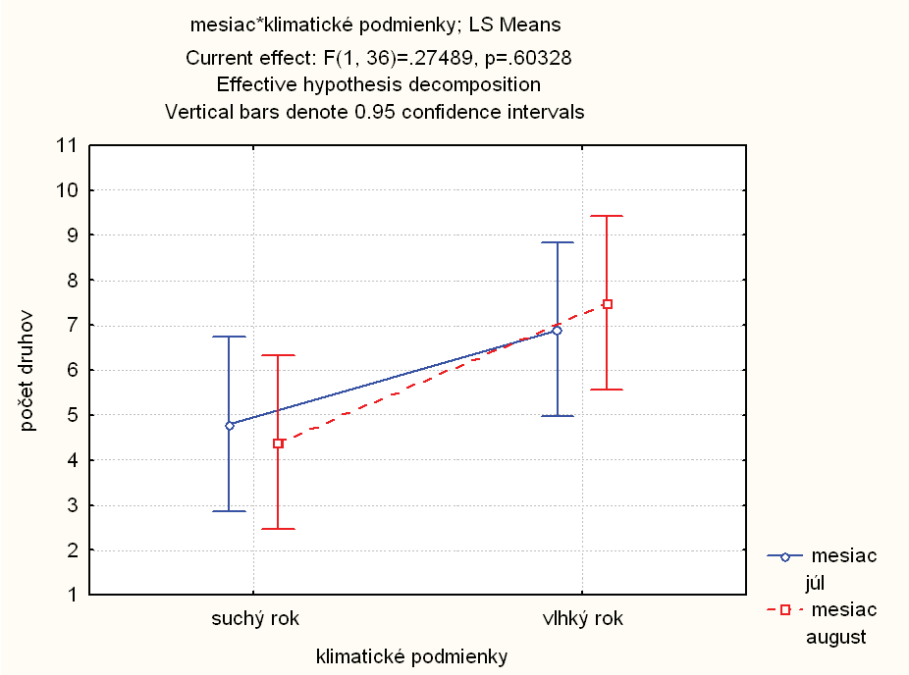
Obr. 2 Počet druhov na miniplochách skládky na vrchole vegetačného obdobia v závislosti od teploty a zrážok (S – suchý rok, V – vlhký rok)



Obr. 3 Počet jedincov na miniplochách skládky na vrchole vegetačného obdobia v závislosti od teploty a zrážok (S – suchý rok, V – vlhký rok)

Počet jedincov (obr. 3) je na 10 plochách skládky rôzny. Najvyšší počet jedincov je opäť na ploche č. 7 (83). Najvyššiu početnosť dosahujú druhy *Agrostis capillaris* (39 jedincov) a *Alyssum alyssoides* (10 jedincov). Vysoký počet jedincov sme zaznamenali aj na plochách 4, 5 a 2. V auguste vlhkého roka bol počet jedincov na plochách vyšší ako v suchom roku okrem plôch č. 5 a 8. Na ploche č. 5 bol počet jedincov v auguste vlhkého roka 38 a v auguste suchého roka 51. Na ploche č. 8 vo vlhkom roku 8 a v suchom roku 11. S najvyššou frekvenciou sú na plochách zastúpené druhy *Agrostis capillaris* (100 %), *Alyssum alyssoides* (70 %), *Sanguisorba minor, Leontodon hispidus, Artemisia vulgaris* (60 %), *Melilotus officinalis* (50 %). Ostatné druhy sú zastúpené s frekvenciou 30 % a nižšou.

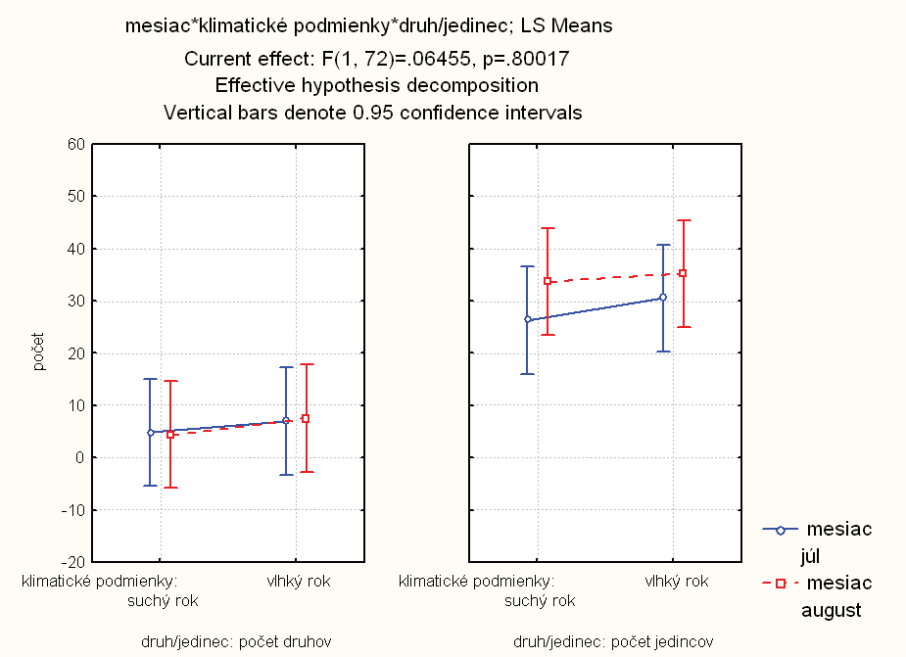
Druhy, ktoré sa v suchom roku na plochách nevyskytli, sú: *Cardaminopsis arenosa, Leontodon hispidus, Sanguisorba minor, Viola arvensis, Melilotus officinalis, Arrhenatherum elatius* a čiastočne *Agrostis capillaris.* Ide o hemikryptofytné druhy, s výnimkou 1 terofytu - *Viola arvensis*, prevažne druhy suchých až sviežich pôd (len *Sanguisorba minor* – suchomilný), neutrálnych pôd, alebo k faktoru pôdna reakcia indiferentných (len *Agrostis capillaris* – výrazne kyslomilný) a druhy vyskytujúce sa na pôdach stredne zásobených dusíkom (*Agrostis capillaris, Cardaminopsis arenosa, Sanguisorba minor* – nitrofóbne).



Obr. 4 Vplyv klimatických podmienok na počet druhov na vrchole vegetačného obdobia

Významnosť vplyvu klimatických faktorov (teploty a zrážok) na počet druhov na miniplochách skládky gudrónov sme testovali pomocou analýzy variancie (obr. 4). Na základe Duncanovho testu môžme konštatovať, že štatisticky významný rozdiel je v počte druhov medzi suchým a vlhkým rokom len v mesiaci august. Priemerný počet druhov na všetkých plochách je v auguste suchého roku 4,4 a vo vlhkom roku 7,5. Rozdiel v počte druhov medzi suchým a vlhkým rokom v júli nie je štatisticky významný, intervaly spoľahlivosti sa čiastočne prekrývajú. Priemerný počet druhov v júli suchého roka je 4,8 a v júli vlhkého roka 6,9. Rozdiely medzi počtom druhov v júli a v auguste v rámci suchého vegetačného obdobia sú minimálne a teda štatisticky nevýznamné a tak isto aj v rámci vlhkého roka.

Analýzou variancie sme testovali aj vplyv klimatických faktorov na počet jedincov na miniplochách (obr. 5). Ukázalo sa, že rozdiely v počte jedincov v júli suchého a vlhkého roka a v auguste tiež medzi suchým a vlhkým rokom sú nepatrné, teda štatisticky nevýznamné na 5% hladine významnosti, intervaly spoľahlivosti sa prekrývajú. Priemerný počet jedincov na všetkých plochách je v auguste suchého roku 33, 6; v auguste vlhkého roka 35,1; v júli suchého roka 26,3 a v júli vlhkého roka 30,5.



Obr. 5 Vplyv klimatických podmienok v mesiacoch júl a august na počet druhov a jedincov na miniplochách skládky gudrónov

Dôležitým faktorom pre osídľovanie stanovišťa vegetáciou sú okrem klimatických faktorov a prehrievania pôdy a samotnej vegetácie aj vlastnosti substrátu a obsah kontaminantov v ňom. Obsah ropných látok v pôde sa na sledovaných miniplochách pohybuje v rozmedzí od 1864 do 12 757 $mg \cdot kg^{-1}$, pričom limit je 500 $mg \cdot kg^{-1}$, pH sa pohybuje v rozmedzí od 7,06 do 7,5 (Ollerová, 2004a).

Kontrišová a Kontriš (1999) uvádzajú z oblasti naftových polí na Záhorskej nížine spoločenstvá s *Carex hirta*, s *Calamagrostis epigejos*, ktoré sa vyskytuje na vlhkejších stanovištiach a vytvára druhovo chudobné porasty v kombinácii s *Deschampsia cespitosa*. Hartman (1980) a Pyšek (1981) považujú za petroleofilné druhy *Calamagrostis epigejos, Melilotus albus, Elytrigia repens, Daucus carota, Artemisia vulgaris, Medicago lupulina, Bromus sterilis* a ďalšie. Vegetáciu z odkaliska flotačného odpadu po ťažbe zlata a z lomu po ťažbe kremenca z oblasti Banskej Štiavnice uvádza Marušková (2011) a Marušková a Hybská (2010). Ide o sledovanie primárnej sukcesie, osídľovanie haldy je veľmi pomalé, v priebehu piatich rokov sa zloženie porastov vôbec nezmenilo. Autori udávajú hojný výskyt semenáčikov najmä *Quercus petraea.* V niektorých častiach pozorovali zapojený porast s *Betula pendula*. Dominanciu brezy opisuje aj Gusev (2006). Výskyt brezy môžeme potvrdiť aj na lokalitách ovplyvnených gudrónmi v Predajnej, kde sa vyskytuje hojne okolo skládok, zatiaľ však breza neprenikla priamo na výskumné miniplochy. Vegetáciu háld po ťažbe medenej a antimónovej rudy opisuje Banásová (1976). Uvádza druhy – *Betula pendula, Agrostis capillaris, Avenella flexulosa, Calluna vulgaris*, lišajníky – *Stereocaulon dactylophyllum, Lecanora subaurea*, druhy rodu *Cladonia*. V zahraničnej literatúre opisuje druhovú diverzitu v narušených ekosystémoch na podobných stanovištiach Mohan (1999). V prvom roku udáva na lokalitách 24 druhov a po 45. rokoch 56 druhov. Až po 17. rokoch zaznamenal na plochách viac pôvodných druhov, pričom nepôvodné druhy sa vyskytovali až do konca druhého desaťročia od ukončenia ťažby.

V synekológii sa ako ekologické faktory pri vývoji rastlinných spoločenstiev uplatňujú hlavne teplotný a zrážkový režim, menej svetelný režim, chemické vlastnosti atmosféry a jej prúdenie. Podľa Moravca (1994) teplotný režim ovplyvňuje rastlinné spoločenstvá skôr svojimi extrémami ako ročným priemerom, a to hlavne minimálnymi teplotami. Vplyv minimálnych teplôt závisí na dĺžke pôsobenia a na ročnom období, nebezpečnejšie sú na jar ako v zime. Maximálne teploty nie sú zďaleka tak nebezpečné. V miernom pásme škodia vysoké teploty zriedka priamo, častejšie pôsobia nepriamo zvyšovaním transpirácie, ktorá vedie k vädnutiu až úhynu rastlín. Priemerné ročné a mesačné teploty sa ako ekologický faktor neuplatňuje príliš výrazne, i keď boli zistené korelácie medzi priebehom

určitej izotermy a rozšírením určitého druhu alebo asociácie. Ďaleko významnejšie sa tieto teploty uplatňujú v kombinácii so zrážkovým režimom. Atmosférické zrážky sa ako ekologický faktor neuplatňujú len množstvom – ročným úhrnom, ale aj rozdelením počas roka a formou. Vodný režim určitej oblasti je určovaný pomerom medzi množstvom zrážok a množstvom vody, ktorá sa vracia do ovzdušia výparom (evaporácia) a transpiráciou rastlín. Tento režim závisí od vzájomného vzťahu medzi teplotným a zrážkovým režimom, ktoré spolu vytvárajú zrážkovo – teplotný režim. Humidný typ klímy sa vyznačuje vyššími zrážkami a nižším výparom (Moravec, 1994).

V zmysle Čabouna (2008) sa asimilačné orgány rastlín (dreviny a trávy) prehrievali počase xtrémnych horúčav na hodnoty 41,8–51,5 ˚C. Prehriatie asimilačných orgánov je len krátkodobé najmä preto, že výpar z povrchu listov veľmi rýchlo zníži teplotu asimilačných orgánov, keď na ne prestane svietiť slnko. Listy sa bránia nadmernému výparu uzatvorením prieduchov, a tým sa môžu prehrievať podstatne viac. Z hľadiska bilancie je dôležité, že prehriata suchá pôda, asfalt, betón, steny budov, či plechové strechy vyžarujú naakumulované teplo, aj keď prestane svietiť slnko. Plochy pokryté vegetáciou neakumulujú teplo a po otvorení prieduchov a počas asimilácie sa ich teplota rýchlo vyrovnáva s teplotou vzduchu, resp. klesá pod túto teplotu.

Z klimatického hľadiska v zmysle Langa (in Antal, 2005) patrí región Brezna z dlhodobého hľadiska medzi vlhké územia – vypočítaná hodnota 115. Pre suchý rok sme pre región Brezna vypočítali hodnotu 88 – to znamená polovlhké územie a pre vlhký rok hodnotu 111, to znamená vlhké územie.

Záver

Poznanie druhovej diverzity, ako aj frekvencie výskytu druhov a početnosti jedincov nám umožňuje spolu s poznaním sezónneho rytmu predpokladať ďalší vývoj osídľovania obnažených a znečistených pôd v blízkosti skládok. Rovnako nám podávajú obraz o fyzikálno-chemických vlastnostiach pôdneho profilu ale aj o zmenách klimatických faktorov v jednotlivých rokoch. Špecifické stanovištné a klimatické podmienky podmieňujú na tejto lokalite len veľmi pomalé osídľovanie plôch vegetáciou. Na desiatich miniplochách sme zaznamenali celkovo 13 druhov. Na vrchole vegetačného obdobia sa na všetkých plochách vyskytoval vyšší počet druhov (resp. rovnaký – plocha č. 10) vo vlhkom roku ako v suchom roku. Túto skutočnosť sme potvrdili aj na základe analýzy variancie. Podľa Duncanovho testu môžme konštatovať, že štatisticky významný rozdiel je v počte druhov medzi suchým a vlhkým rokom v mesiaci august. Počet jedincov bol na plochách takisto vyšší vo vlhkom roku ako v suchom roku (okrem plochy č. 5 a 8). Ukázalo sa, že rozdiely v počte jedincov medzi suchým a vlhkým rokom sú štatisticky nevýznamné na 5 % hladine významnosti. Najvyšší počet jedincov (83) sa vyskytol na ploche č. 7. a najvyššiu početnosť dosiahli druhy *Agrostis capillaris* a *Alyssum alyssoides*.

Poďakovanie

Výskumné práce sa realizovali v rámci projektu VEGA 1/1275/12.

Literatúra

ANTAL, J. (2005) *Protierózna ochrana pôdy*. Nitra: SPU, 79 s. ISBN 80-8069-572-5.

BANÁSOVÁ, V. (1976) *Vegetácia medených a antimónových háld*. Biologické práce, XXII, 1 Bratislava : Veda, 112 s. CS ISSN 0037-6930.

ČABOUN, V. (2008) Vplyv vegetácie na znižovanie teploty povrchov a ovzdušia pri extrémnych letných horúčavách. In Rožnovský, J., Litschmann, T. (eds.). *Bioklimatologické aspekty hodnocení procesů v krajině,* 83 s., ISBN 978-80-86690-55-1.

ĎURICOVÁ, A. (2011) Charakteristiky odpadového kalu z výroby oxidu hlinitého. In Kontrišová, O., Marušková, A., Váľka, J. (eds.). *Monitorovanie a hodnotenie stavu životného prostredia X*., s.45–50. ISBN 978-80-228-2312-8.

GUSEV, A. P. (2006) Primary Succession on Phospogypsum dumps (Gomel Chemical Plant, Belarus). In *Russian Journal of Ecology*: 37, 3, s. 210–212. ISSN 1067-4136.

HALAJOVÁ, D. (1995) *Tvorba a ochrana životného prostredia podniku Petrochema Dubová. Štúdia pre vnútorné potreby podniku*. Dubová: Petrochema, 30 s., (nepubl. rkp.).

HARTMAN, Z. (1980) Vliv ropných látek na vegetaci. *Vodní hospodářství*, 1, řada B, s. 23–26

HRONCOVÁ, E. (2004) Distribúcia kovov pri petrochemickom spracovaní ropy. 6. Zborník prednášok *Environmentálne dopady energetiky na ŽP, Trendy v environmentalistike a rádioenvironmentalistike*, 124–126. ISBN 80-228-1485-7.

HRONČEK, P. (2008) *Povrchové relikty po ťažbe nerastných surovín v Lopejskej kotline*. Banská Bystrica: Ústav vedy a výskumu UMB, 118 s. ISBN 978-80-8083-617-7.

HRONČEK, P. a kol. (2009) *Povrchové relikty po ťažbe nerastných surovín vo Zvolenskej kotline II*. Banská Bystrica: Ústav vedy a výskumu UMB, 160 s. ISBN 978-80-8083-925-3.

KONTRIŠOVÁ, O., KONTRIŠ, J. (1999) *Fytocenologicko-ekologická charakteristika naftových polí Záhorskej nížiny*. Čiastková správa vedeckotechnického projektu. KEI, FEE Banská Štiavnica, 25 s., (nepubl. rkp.)

KURAŠ, M. et al. (1994) *Odpady, jejich využití a zneškodňování*. VŠCHT, Praha, s. 101–102.

LADOMERSKÝ J., SAMEŠOVÁ, D., HRONCOVÁ, E. (2004) Výskum možností zhodnocovania alebo zneškodňovania kalov z čistenia odpadových vôd s obsahom ropných látok. *Kaly a odpady*, s. 163–168. ISBN 80-89088-26-0.

MARHOLD, K. a HINDÁK, F., (eds.) 1998: Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska. Veda SAV, Bratislava, 688 s.

MARUŠKOVÁ, A. (2011) *Flóra a vegetácia na pôdach starých environmentálnych záťaží v regióne Banská Štiavnica*. Zvolen: TU, 124 s. ISBN 978-80-228-2234-3.

MARUŠKOVÁ, A., HYBSKÁ, H. (2010) Využitie brezy *Betula pendula* (ROTH.) pri revitalizácii a fytoremediacii haldy so zvýšeným obsahom pyritu. *Studia Oecologica* (Ústí nad Labem) 2: s. 26–31. ISSN 1802-212X.

MOHAN, K, W. (1999) Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. In *Plant and Soil*: 213, s. 195–220.

MORAVEC, J. et al. (1994) *Fytocenologie*. Praha: Academia, 404 s. 80-200-0128-X.

OLLEROVÁ, H. (2004a) *Flóra a vegetácia stanovíšť ovplyvnených ropnými látkami v oblasti Petrochema Dubová.* Vedecké štúdie 7/2004/A., Zvolen: TU, 2004, 123 s. ISBN 80-228-1428-8.

OLLEROVÁ, H. (2004b) Antropicky podmienená primárna sukcesia na lokalite skládky gudrónov v Lopejskej kotline (Predajná II). *Acta facultatis ecologiae* (Zvolen) 12: s. 29–37. ISSN 1336-300X.

OLLEROVÁ, H., SAMEŠOVÁ, D. (2008) Revitalizácia skládok gudrónov s dôrazom na výber rastlinných druhov. *Studia oecologica* (Ústí nad Labem) 1: s. 73–80. ISSN 1802-212X.

PRACH, K. (1999) Sukcese vegetace na antropogenních stanovištích. *Calluna* 4, č. 1, s. 8–10.

PYŠEK, A. (1981) Ropa a vegetace. *Lesnická práce:* 12, s. 214

SAMEŠOVÁ, D., LADOMERSKÝ J., HRONCOVÁ, E. (2007) Príspevok k posudzovaniu vplyvov gudrónových odpadov na životné prostredie. *Acta facultatis ecologiae* (Zvolen) 15: s. 49–54. ISSN 1336-300X.

TICHÝ, L. (2006) Diverzita vápencových lomů a možnosti jejich rekultivace s využitím přirozené sukcese na příkladu Růženina lomu. In Prach, K., Pyšek, P., Tichý, L., Kovář, P., Jongepierová, I., Řehounková, K. (eds.). *Botanika a ekologie obnovy*. Zprávy Čes. Bot. Společ. 41, Mater. 21, Praha, s. 13–21. ISSN 1211-5258.

VLIV SUBURBANIZACE NA STRUKTURU KRAJINY V OKOLÍ PRAHY

THE INFLUENCE OF SUBURBANZATION ON LANDSCAPE STRUCTURE AROUND PRAGUE

Petr TOMÁŠEK

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Kamýcká 129, Praha 6, 165 21, Česká republika, tomasekp@fzp.czu.cz

Abstrakt

Tento příspěvek se zaměřuje na analyzování vývoje příměstské krajiny v okolí Prahy mezi lety 1993 až 2010. Výzkum byl zaměřen na mapování vývoje krajinného pokryvu, rozloh zastavěného území a přírodě blízkých prvků a dále vývoje dynamiky krajiny. Studie byla realizována pomocí softwarů ArcGIS 10 a Patch Analyst a jako podkladových dat bylo vyžito leteckých snímků oblasti. Výsledky ukázaly, že struktura příměstské krajiny se stává více diverzifikovanou a méně prostupnou a zároveň dochází ke snižování délky ekotonů. Suburbánní výstavba se realizovala zejména na úkor orné půdy a to nejčastěji navazováním na stávající zástavbu. Toto platí zejména pro rezidenční suburbanizaci. Komerční suburbanizace je prováděna zejména podél významných dopravních komunikací a to velmi často bez návaznosti na stávající městskou zástavbu.

Abstract

This article focuses on analysis development of suburban landscape near Prague between 1993 and 2010. The research was focused on the development of land cover, area of built- up area and near natural – elements and landscape structure. The study was realized in software ArcGIS 10 and Patch Analyst and there was used aerial photos. The results was showed that suburban landscape have been more diversified and less permeabled and ecotones have been reductioned. New construction is mainly on arable land and it often connectes on existing development. This is especially true for residential suburbanization. Commercial suburbanization has done mainly along major roads and very often without any connection on existing development.

Klíčová slova: *GIS, krajinná metrika, struktura krajiny, suburbanizace*

Key words: *GIS, landscape metrics, landscape structure, suburbanization*

1. Úvod

Lidská populace roste obrovským tempem. Podle odhadů OSN (2009) bude na Zemi do roku 2050 žít přes devět miliard lidí. Nárůst populace na celém světě a její stěhování do měst, kde lidé hledají vyšší životní úroveň, má za následek rozšiřování jejich hranic. Proces, kdy dochází k rozšiřování městské zástavby dále do volné krajiny, se nazývá suburbanizace. Ta v dnešní době významně ovlivňuje životní prostředí. Má vliv na jeho přírodní, kulturní i socioekonomické složky (WYLY, 1999). Ve zprávě vydané Evropskou agenturou pro životní prostředí (EEA, 2006) je suburbanizace zmiňována jako proces, který má na svědomí řadu negativních dopadů na krajinu.

Krajina, která je součástí přírodního a kulturního dědictví a její ochrana je zakotvená v národní legislativě i mezinárodních právních dokumentech, doznává v důsledku suburbanizačního procesu řady zásadních změn. Potenciálně je příměstskou výstavbou ohrožena totiž celá řada nenahraditelných krajinných funkcí (biotopy, produkce potravin, možnost rekreace, retenční funkce, estetické prvky atd.) (ULFARSSON & CARRUTHERS, 2006; CHUMAN & ROMPORT,L 2010; POSOVÁ & SÝKORA, 2011; ŠIMON, 2011; FREIRE, 2009). Proces suburbanizace prostředí je tak považován

za jeden z hlavních faktorů ovlivňující stav životního prostředí na naší planetě (FIRMAN, 2009). Její projev je patrný zejména ve vlivu na přeměnu struktury krajiny. Tím jsou myšleny změny v prostorovém uspořádání krajinných prvků, vztahy mezi ekosystémy a jejich počty (FORMAN & GORDON, 1986). Trend těchto změn posiluje i fakt, že dochází ke stěhování obyvatel do měst a tedy jejich expanzi (ZENG, 2006). Očekává se, že v městských aglomeracích bude v blízké budoucnosti žít až 60 % světové populace a s tím je spojen i nárůst počtu velkoměst a i tzv. megacity, jejichž počet brzy dosáhne 150 (ANAS, 1998; WEGMANN, 2008).

Suburbanizace má vliv na kvalitu krajinného pokryvu (VETEIKES et al., 2011) a prostorového uspořádání krajiny (ZHOU & MA, 2000; CHUMAN & ROMPORTL, 2010; ŠVEDA & VIGASOVÁ, 2010; TIAN et al., 2010). Způsobuje zvyšování fragmentace prostředí novou zástavbou (VANDERGAST, 2007; WEI,, 2012), liniovými stavbami (MUNROE et al., 2005; GAO & LI, 2011) a snižování konektivity krajiny (BUZAR et al., 2007; CLARK, 2009). Výstavba ovlivňuje možnosti průchodu materiálů, zvířat, energie a vody skrze jednotlivé krajinné prvky a koridory (TIAN et al., 2010). Výstavbou se tedy mění významně velikost, tvar přírodních stanovišť i koridorů a tím jsou většinou negativně ovlivněny i jejich funkce v krajině. Dle FORMAN & GORDON (1986) totiž existuje korelace mezi vzorem a procesem, tedy mezi strukturou a funkcí, a tu suburbanizace negativně ovlivňuje (TIAN et al., 2010; VETEIKES et al., 2011).

Příměstská výstavba má zároveň negativní vliv na stav biodiverzity. Změny ve struktuře krajiny mají totiž vliv na možnosti kolonizace a rekolonizace stanovišť a dochází tak poklesu biodiverzity (RADOVIC et al., 2011; DE OLIVEIRA et al., 2011; NILON, 2011). Velmi důležitou roli hraje také prostorové uspořádání stanovišť. Dopady suburbanizace na strukturu krajiny se totiž projevují zejména snižováním rozloh jednotlivých přírodních stanovišť a zvyšováním složitosti jejich tvaru. Za ekologicky optimální tvar se považují velká jádra se zaoblenými okraji, nebo koridory ve tvaru laloků (FORMAN & GODON, 1986). Antropogenní zásahy v podobě výstavby však zmenšují rozlohy stanovišť a zároveň do nich zasahují svými nepřirozenými geometrické tvary. Dalším velkým problémem je i vzrůstající bariérový efekt (VEASQUEZ, 2009; WEI, 2012), který je vytvářen zejména výstavbou liniových staveb (Di GIULIO et al. 2009). Ty mnohdy narušují možnost migrace, která probíhá v koridorech, které v krajině tvoří propojené sítě (CANTWELL & FORMAN, 1993; VEASQUEZ, 2009; WEI, 2012). Negativní externalitou z těchto staveb jsou i různé formy znečištění (ovzduší, hluk, světlo) (GRIZENSKI, 2012), degradace estetických hodnot krajiny (HE et al., 2005) anebo celková devastace přírodních zdrojů (NEUMAN, 2005; IRWIN, 2009).

V České republice se proces suburbanizace začal aktivně sledovat po roce 1989. Mezi nejvýznamnější studie, které se zaměřovaly na suburbanizaci, byl projekt Ministerstva životního prostředí: *Suburbánní rozvoj, suburbanizace a urban sprawl* v České republice: omezení negativních důsledků na životní prostředí. Dílčí část tohoto projektu byla zaměřena i na hodnocení vlivu příměstské výstavby na strukturu krajiny v České republice (CHUMAN & ROMPORTL, 2010). Výsledky této studie ukázaly, že proces suburbanizace se v jednotlivých regionech liší a rozdíly jsou patrné i během jednotlivých časových období. Mezi další, kdo se na našem území zabývali vlivem suburbanizace na strukturu krajiny, byl MARKVART (2002) nebo VAVROUCHOVÁ et al. (2013), kteří se zabývali vývojem suburbanizace v okolí Brna. Příměstskou oblast Prahy zkoumal např. SÝKORA & MULÍČEK (2012), OUŘEDNÍČEK, 2003; POSOVÁ & OUŘEDNÍČEK, 2006, POSOVÁ & SÝKORA, 2011 nebo POSOVÁ, 2011. BURIAN et al. (2011) se naopak zabývali vývojem suburbanizace v okolí Olomouce. Vývojem suburbanizace na celém území České republiky po roce 2000 se zabývala studie SÝKORA & MULÍČEK (2012). Mezi základní publikace o suburbanizaci v České republice patří např. HNILIČKA (2005), OUŘEDNÍČEK et al. (2008) a OUŘEDNÍČEK et al. (2013).

K hodnocení vlivu suburbanizace na struktury krajiny, a zjištění změn, které v krajině probíhají, se v dnešní době velmi často využívají krajinné metriky (LI et al. 2000). Jde o velmi široce využívaný nástroj k hodnocení vývoje krajiny a to i v České republice (CHUMAN & ROMPORTL, 2010; JUSTOVÁ & PECHAROVÁ, 2011; DIVÍŠEK, 2012; TOMÁŠEK, 2013). Metriky poskytují informace např. o rozloze a hustotě plošek, rozmanitosti krajinného pokryvu, obvodu a tvaru plošek nebo typech okrajů plošek a poskytují tak obraz o uspřádání a skladbě krajiny. Informace získané o stavu krajiny prostřednictvím krajinných metrik se tak v kombinaci s informacemi o antropogenních

a ekologických procesech ze zájmového území se stávají užitečným nástrojem k hodnocení vývoje krajiny v čase (OLSEN et al., 2006). Získané výsledky pak mohou sloužit jako informace o stavu krajiny a ekologických procesech v ní probíhajících např. pro orgány ochrany životního prostředí, státní správy, krajinné a územní plánování anebo vědecké pracovníky (LEITÁO, 2002). Výpočty krajinných metrik se dnes realizují nejčastěji ve dvou softwarech. Jedná se buď o Fragstats nebo Patch Analyst. Fragstats je samostatný program, oproti tomu Patch Analyst je rozšířením programu ArcGIS (McGARIGAL & MARKS, 1995).

Vývoj příměstské zástavby a jejího dopadu na krajinu ovlivňují zejména společenské trendy a ekonomická situace (HUBEROVÁ et al., 2007). Cílek a Baše (2005) uvádějí, že zhruba 55 % evropského obyvatelstva chce žít do budoucna ve vlastním domě a na vlastní půdě. Je tedy pravděpodobné, že trend příměstské výstavby bude pokračovat i v blízké budoucnosti. Nekoordinovaná příměstská výstavba rodinných domů, nákupních a logistických areálů anebo průmyslových zón je hrozbou pro životní prostředí (OUŘEDNÍČEK et al., 2008). Suburbanizace sice probíhá v různých oblastech světa rozdílnými formami a ne vždy stejnou intenzitou, lze však předpokládat, že i v tom to století půjde o jeden z nejvýznamnějších procesů podílejících se na ovlivňování krajiny. Proces výstavby a jeho negativní externality budou mít významný vliv na stav globální biodiverzity a zachování přírodních a přírodě blízkých stanovišť (DI GIULIO et al., 2009). Největší nárůst lidské populace a jejích aktivit se totiž i v 21. století celosvětově očekává právě v urbanizovaných oblastech a ty tak budou dále expandovat (HESS et al., 2007).

Cílem této studie je zhodnocení vývoje příměstské výstavby v okolí Prahy. Výzkum byl realizován ve dvou oblastech, a to v okolí obce Jesenice a příměstské oblasti města Kladno. Daná území byla zvolena na základě toho, že zde od devadesátých let probíhala intenzivní příměstská výstavba, a to jak rezidenční, tak i komerční. Obě lokality mají sice rozdílnou historii, velikost i správní význam, ale spojuje je právě přítomnost suburbanizace. Hypotézou je, že na obou lokalitách, i když jsou v mnoha ohledech rozdílné, bude mít suburbanizace shodný vliv na strukturu krajiny a ta bude vykazovat shodné znaky. Konkrétními cíli studie bylo vyhodnocení: *1) vývoje krajinného pokryvu mezi lety 1993* až 20*10; 2) vývoje rozloh přírod*ě *blízkých prvků a zastavěného území, 3) analýza dynamiky krajiny*, *4) analýza prostorové diverzity krajiny*.

2. Studijní lokality

2.1 Jesenický region

Zájmové území se nachází ve Středočeském kraji, jihovýchodně od Prahy, v okrese Praha–Západ. Vybrané území je tvořeno katastrálními územími (k.ú.): Průhonice, Zdiměřice u Prahy, Vestec u Prahy, Hodkovice u Zlatníků, Jesenice u Prahy, Osnice, Zlatníky u Prahy, Psáry, Horní Jirčany, Dolní Jirčany a Libeř (obr. 1). Z vybraných k.ú. pouze Hodkovice u Zlatníků, Vestec u Prahy, Zdiměřice u Prahy a Průhonice přímo navazují na k.ú. Prahy. Celková rozloha vybraného území je 5206,5 ha.

Obr. 1 Umístění zájmového území – Jesenicko

zdroj: Geoportál INSPIRE 2013

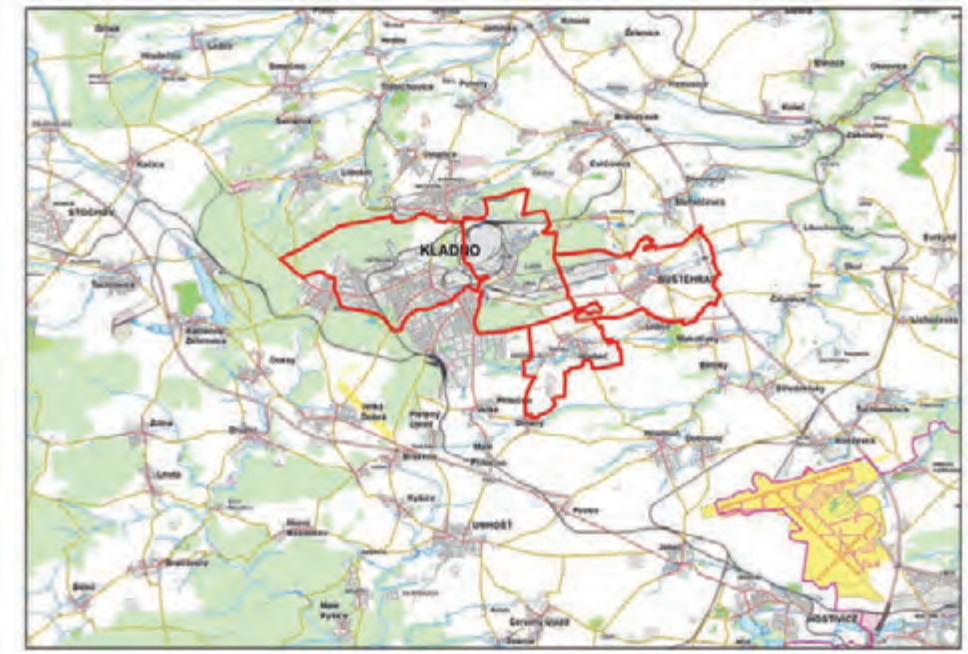
Dobrá dopravní dostupnost, ceny pozemků, institucionální zajištěnost nebo zachovalý krajinný ráz byly hlavní důvody nárůstu počtu obyvatel v Jesenickém regionu od roku 1991 (PERGL & NOVÁK, 2010) (obr. 2). Důkazem daného jevu je i skokový nárůst obyvatel (MAHESH et al., 2007;VAV-ROUCHOVÁ et al., 2013) v obci Jesenice, kde od roku 1991 do roku 2001 se zvýšil počet obyvatel z 1758 na 5119 (SUSOVÁ, 2008) a na počátku roku 2013 bylo v obci nahlášeno již 7600 obyvatel (JESENICE, 2013). Dalším indikátorem zájmu o danou lokalitu byl např. nárůst rezidenční výstavby a to z 429 na 642 obydlených domů (SUSOVÁ, 2008). K nárůstu počtu obyvatel a rozvoji zástavby došlo i v dalších obcích, např. obec Psáry měla v roce 1991 cca 1300 obyvatel, v roce 2011 už 3450 hlášených obyvatel (PSÁRY, 2013).

Obr. 2 Příměstská výstavba v obci Jesenice u Prahy

zdroj: renix.cz 2013

2.2 Kladenský region

Druhé zájmové území se nachází ve Středočeském kraji, asi 20 km severozápadně od Prahy. Vybrané území je tvořeno čtyřmi katastrálními územími: Kladno, Dubí u Kladna, Hřebeč a Buštěhrad (obr. 3). Celková rozloha zájmového území je 2929,3 ha.



Obr. 3 Umístění zájmového území II – Kladensko

zdroj: INSPIRE 2013

Obr. 4 Rezidenční výstavba v obci Buštěhrad

zdroj: autor

Statutární město Kladno je největším městem Středočeského kraje. Žije zde 69 329 obyvatel (ČSÚ 2012), což dává průměrnou hustotu 1 876 obyvatel/km². Počet obyvatel Kladna se v posledních letech snižuje, jde přitom o tzv. migrační úbytek, kdy se obyvatelé města stěhují na jeho předměstí (obr. 4). V zájmových obcích v okolí města byl tak zaznamenán nárůst obyvatel, např. v obci Buštěhrad bylo v roce 2001 zaznamenáno 2267 obyvatel a v roce 2011 se zvýšil počet obyvatel na

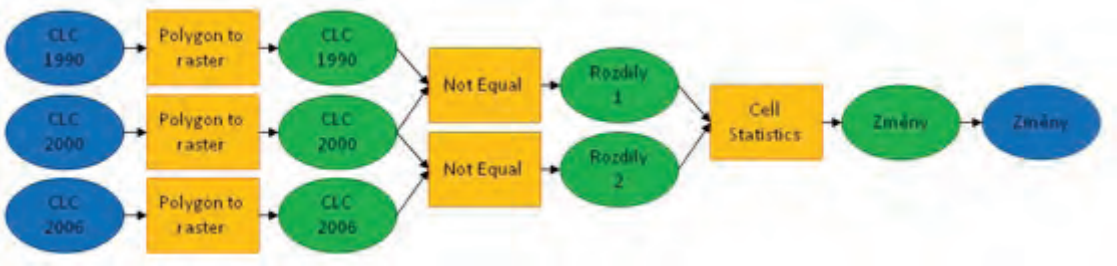
2889, tj. o 622 osob. V obci Hřebeč byl zaznamenán také výrazný přírůstek. K roku 2001 bylo evidováno 1246 obyvatel a v roce 2011 stoupl počet obyvatel na 1754 osob. Přírůstek obce tedy činil 508 osob (ČSÚ, 2012).

Celá oblast kladenského regionu je vyhledávána jako cíl zejména pro rezidenční výstavbu, a to díky výborné dopravní dostupnosti, institucionálnímu zabezpečení, kvalitě služeb a také díky nízkým cenám stavebních pozemků v obcích okolo Kladna. Dále také kvůli vyšší přítomnosti pracovních příležitostí v blízkém okolí (Kladno, Praha–Ruzyň, Praha) (RYŠAVÝ et al., 1994; KOLOUŠEK, 2011; ŠENKEŘÍKOVÁ, 2013).

3. METODIKA

Projekt byl realizován pomocí ortofoto snímků (zdroj: ČUZK) a to s verzemi pro roky 1993, 2001 a 2010. Snímky byly vektorizovány pomocí nástroje *Editor*, šlo o ruční vektorizaci, která byla provedena v měřítku 1: 25 000. Nově vzniklé vektory byly klasifikovány dle velmi často využívaného vzoru Corine Land Cover – třída 3. Vektorizace a i následné analýzy byly provedeny v programu ArcGIS 10 a Patch Analyst. Technika ruční vektorizace umožňuje rychlé zpracování dat, je softwarově nenáročná a v rukou zkušeného uživatele GIS jde o efektivní nástroj. Její zřejmou nevýhodou je však určitá míra subjektivity, jelikož zde do procesu vektorizace vstupuje lidský faktor (ESRI 2005; Šímová et al. 2009).

Výpočet vývoje rozloh jednotlivých tříd krajinného pokryvu byl poveden pomocí nástrojů *Statistics* a *Calaculate Geometry*. Analýza dynamiky změn v krajině byla realizována v prostředí *Model Builder* (obr. 5), resp. pomocí funkcí *Polygon to Raster*, *Not Equal*, *Cell Statistics* a *Raster to Polygon* (*Conversion Tools*) (LEE et al. 2008). Cílem bylo zmapovat vliv suburbanizace na anorganické i organických složky krajiny, jelikož krajina se v prostoru a čase vyvíjí neustále a to jak na základě přírodních tak i socioekonomických vlivů (STALMACHOVÁ 1996). Výsledky získané v GIS, byly doplněny terénním průzkumem regionu.



Obr. 5 Schéma použitého modelu

zdroj: autor

Druhové složení a životaschopnost populace jsou v zásadní míře ovlivňovány prostorovou diverzitou krajiny, kterou Urban et al.(1997) a Noss (1999) definují, jako kombinaci mozaiky heterogenních forem typů vegetace a využití půdy s optimálními tvary, velikostmi a formami propojení. K jejímu určení se využívá v dnešní době nejčastěji krajinných metrik. Ty poskytují informace např. o počtu stanovišť, jejich velikosti, relativní četnosti anebo o jejich tvaru (GENELETTI 2004). Proto byly k hodnocení vývoje struktury krajiny vybrány tyto krajinné metriky: **(1) Number of Patches (NumP**), **(2) Mean Patch Size (MPS),(3) Edge Density (ED), (4) Shannon's Diversity Index (SHDI)**. Index NumP umožňuje spočítat počet plošek v rámci určité třídy krajinného pokryvu, nebo v rámci celého zájmového území, a společně s indexem MPS je ukazatelem změn v dynamice krajiny a primárním prediktorem diverzity prostředí (UEMAA et al. 2009). Edge Density byl vybrán pro jeho schopnost hodnocení diverzity a ekologických dopadů tvarových změn v zájmovém území (tzv. okrajový efekt). Tento index je poměrem délky okrajů a rozlohy určitého typu krajinného pokryvu a může se počítat jak pro jednotlivé třídy, tak pro celé území. Index SHDI byl vybrán jelikož shrnuje informace o počtu druhů krajinného pokryvu a velikosti jejich zastoupení na lokalitě (ANTWI et al. 2008). Tato metrika je velmi často využívaným nástrojem k hodnocení změn v prostorové diverzitě

krajiny (ORTEGA et al., 2004; BENINI et al., 2010; PASHER et al. 2013;). Bližší popis jednotlivých metrik je uveden v tabulce č. 1. Vybrané metriky byly vybrány díky své jednoduchosti, svému častému využívání a snadné interpretaci, a to i při změnách měřítka. Jsou tak považovány za vhodné pro hodnocení struktury krajiny oproti komplexním indexům (např. CONTAG), jejichž interpretace může být dvojznačná (ŠÍMOVÁ a GDULOVÁ, 2012).

Tabulka 1. Přehled využitých krajinných metrik

Index	Vzorec	Popis
Number of Patches (NumP)	$NumP = \sum_{i=1}^{n} P_i \; ; (none)$	P_i vyjadřuje typ plošky
Mean Patch Size (MPS)	$MPS = \frac{\sum_{i=1}^{n}[a_i]}{m} \; ; (ha)$	a_i vyjadřuje rozlohu plošky, m vyjadřuje celkový počet plošek
Edge Density (ED)	$ED = \frac{TE}{TLA} \; ; (m/ha)$	*TE* vyjadřuje obvodové linie mezi jednotlivými třídami, *TLA* vyjadřuje celkovou rozlohu
Shannon's Diversity Index (SHDI)	$\mathrm{SDI} = -\sum_{i=1}^{R} p_i ln p_i$	P_i vyjadřuje podíl třídy i v zájmovém území

zdroj: McGARIGAL & MARKS 1995

Výsledky

4.1 Jesenický region

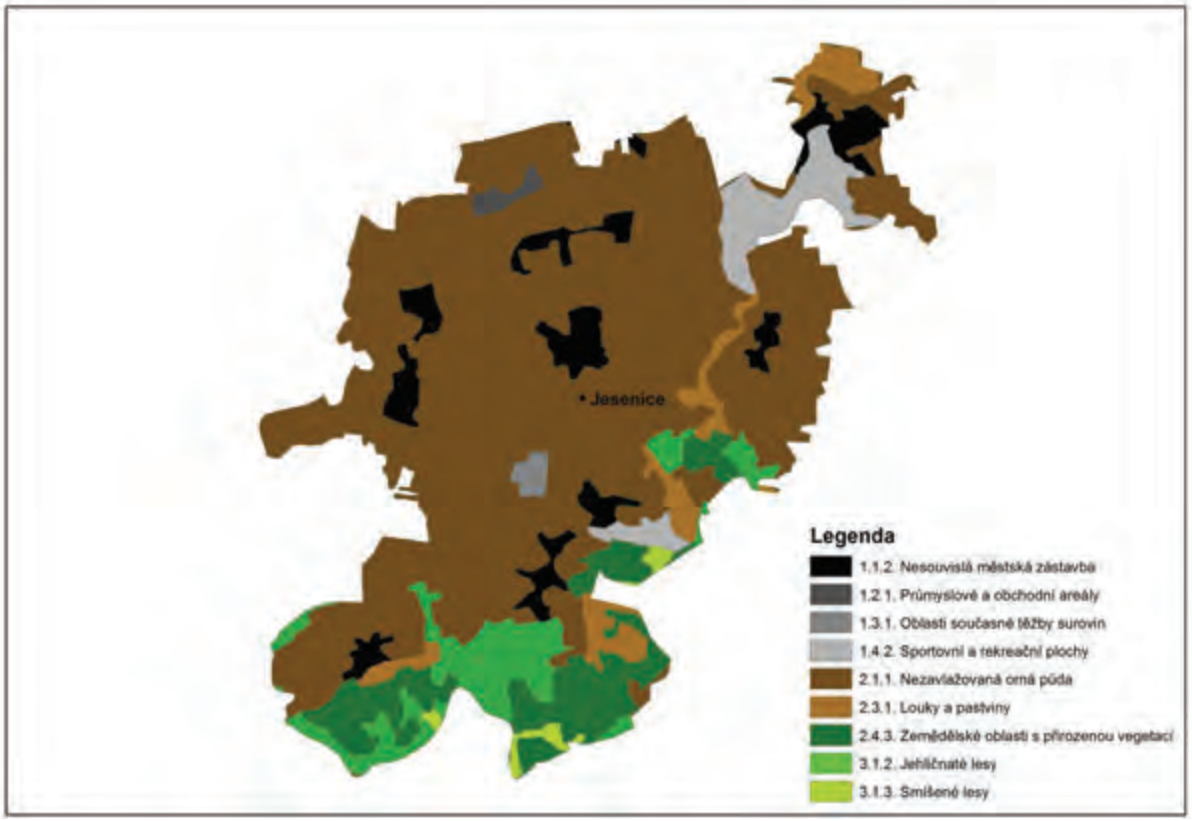
V jesenickém regionu byl patrný výrazný nárůst rozlohy urbanizovaných území, a to na úkor orné půdy. Intenzita rozvoje výstavby byla nejvýznamnější v prvním sledovaném období (obr. 6,7,8). Rozloha lesů a přírodě blízkých prvků se během zkoumaného období prakticky nezměnila.

Z výsledků vychází, že největší byl nárůst ve třídě nesouvislé městské zástavby, jejíž rozloha se během let 1993–2010 zvětšila o 43,6 ha (tab. 2). Druhým nejvíce expandujícím typem krajinného pokryvu byly průmyslové a obchodní areály, jejichž rozloha se zvýšila během let 1993 až 2010 o 27,5 ha. Zde se jednalo zejména o výstavbu v okolí dálnice D1. Nová výstavba byla provedena na úkor orné půdy, a její rozloha tak klesla za sledované období o 75 ha.

Tabulka 2. Vývoj rozloh krajinného pokryvu (ha) v jesenickém regionu

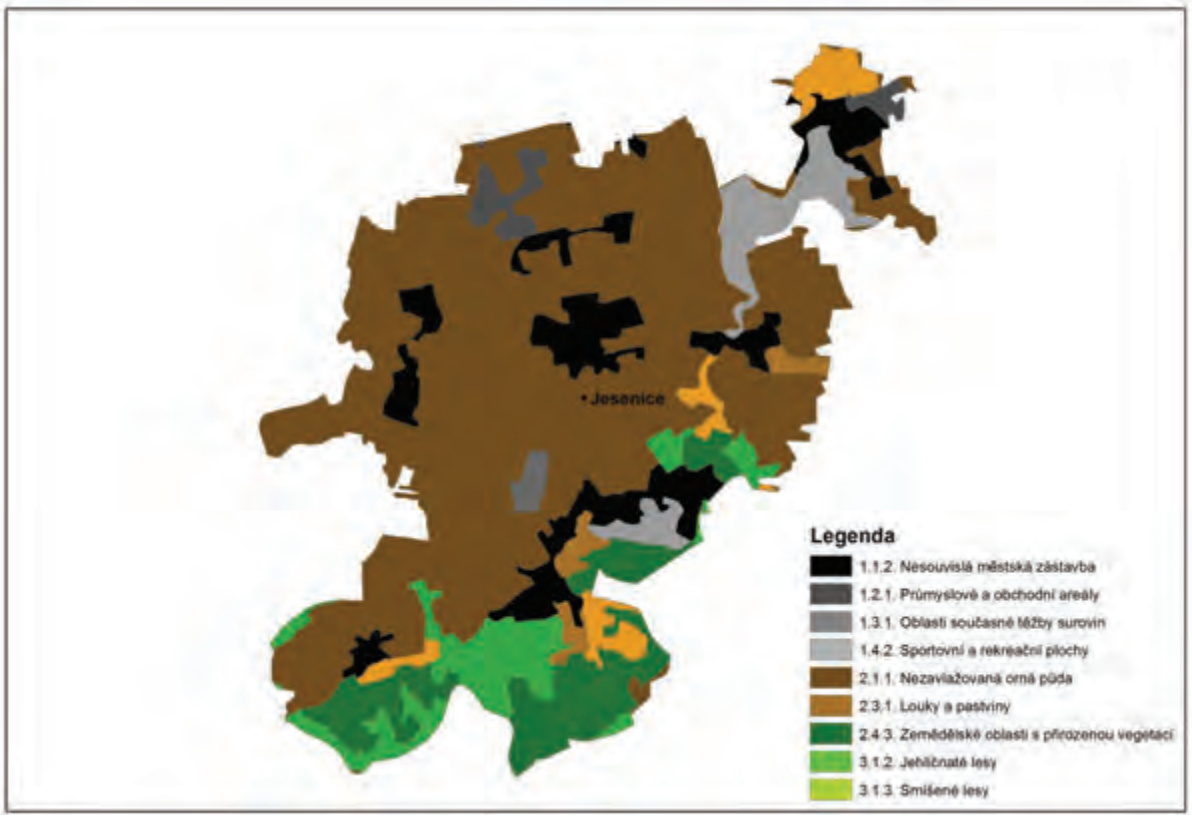
Krajinný pokryv – třída CLC 3	1993	2001	2010
Nesouvislá městská zástavba	340,4	382	384
Průmyslové a obchodní areály	10,5	35,6	38
Těžba surovin	12	12	9,5
Staveniště	5	12	0
Sportovní a rekreační plochy	5	5	5,5
Nezavlažovaná orná půda	3659	3585,8	3584
Louky a pastviny	84	84	90
Zemědělské oblasti s přirozenou vegetací	240,8	240,7	240,5
Jehličnaté lesy	443,9	443,8	443,8
Smíšené lesy	365	365	365
Nízký porost v lese	40,9	40,6	46,2

zdroj: autor



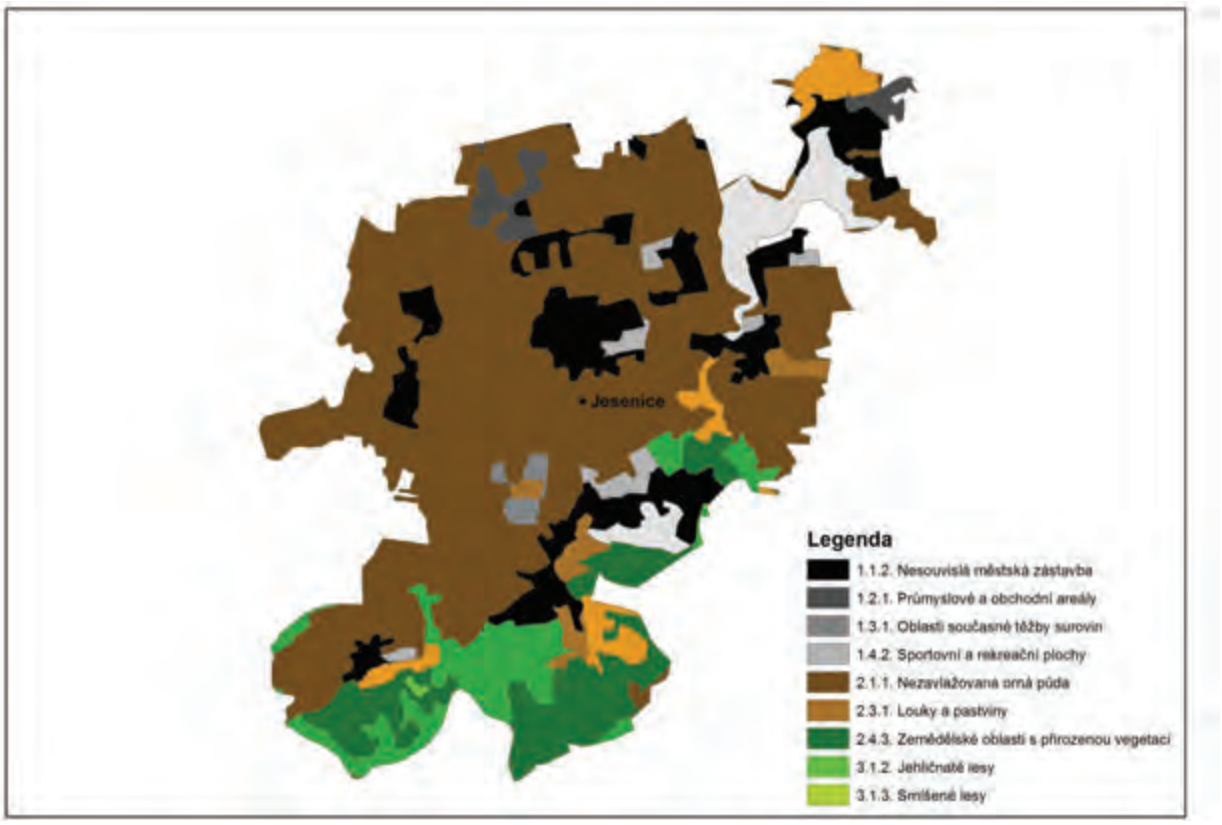
Obr. 6 Krajinný pokryv v jesenickém regionu v roce 1993

zdroj: autor



Obr. 7 Krajinný pokryv v jesenickém regionu v roce 2001

zdroj: autor



Obr. 8 Krajinný pokryv v jesenickém regionu v roce 2010

zdroj: autor

4.1.2 Dynamika změn v krajině

Na většině zájmového území ke změnám v krajině nedošlo (obr. 9). Území beze změn zabírá přes 84,5 %, tj. přes 4399,4 ha. K jedné změně došlo na více než 15,1 % území, tj. přes 786,1 ha, a na 20,8 ha, které zabírají pouze 0,4 % území, došlo ke dvěma změnám v krajinném pokryvu (tab. 3).

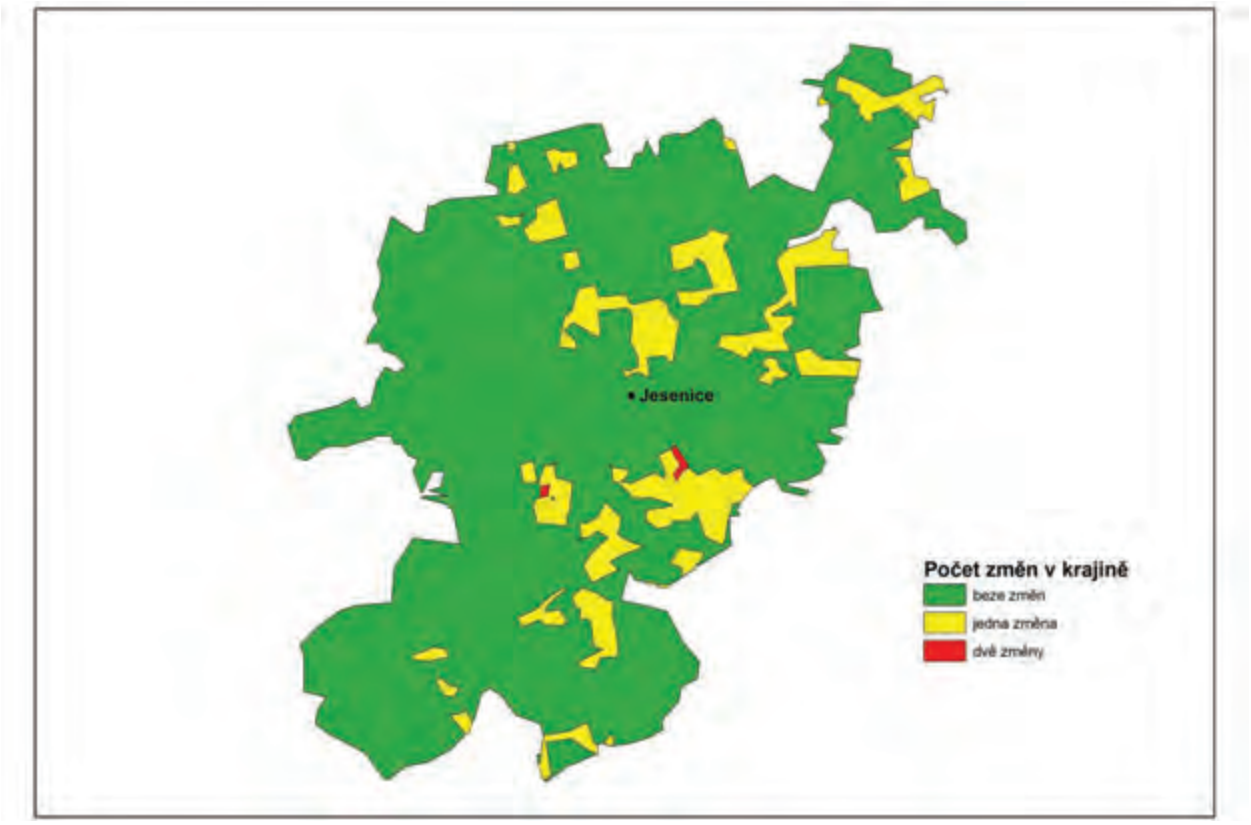
Tabulka 3. Změny v krajinného pokryvu v jesenickém regionu mezi lety 1993 až 2010

počet změn	% území
0	84,5
1	15,1
2	0,4

zdroj: autor

Změny v krajině byly posouzeny na základě překryvu map a terénního průzkumu. Z výsledků je patrné, že změny v krajině určovala výstavba, ať už šlo o rezidenční výstavbu v okolí obcí, nebo komerčních zón v okolí dálnice D1. Nová výstavba zde byla velmi intenzivní a je v krajině vizuálně patrná, vyjma katastrálních území Zlatníky u Prahy a Hodkovice u Zlatníků. Pozitivní však je, že nová výstavba se většinou prováděla navazováním na stávající zástavbu. Rozptýlené formy zástavby se v krajině vyskytují také, ale jak bylo zjištěno během terénního průzkumu, jsou zde zastoupené v minimální míře.

Ke změně v krajinném pokryvu docházelo v menší míře také v rámci sukcese neobhospodařovaných zemědělských ploch. Dvě změny v krajinném pokryvu proběhly pouze v oblastech, kde probíhala těžba surovin. Zde došlo k prostorové změně na tento typ krajinného pokryvu z orné půdy a následně k přeměně části těžebního prostoru na louky a pastviny.



Obr. 9 Dynamika změn v jesenickém regionu mezi lety 1993–2010

zdroj: autor

4.1.3 Vývoj struktury krajiny

Vývoj struktury krajiny v jesenickém regionu popisuje tabulka č. 4. Kontinuální nárůst hodnot indexu NumP ukazuje, že se celý region stal během 20 let více diverzifikovaným, zároveň zde došlo i ke snížení celkové prostupnosti regionu. Daný stav se dá vysvětit zejména snížením míry využívání zemědělské půdy a úbytku přírodě blízkých stanovišť, a celkově nárůstem výstavby v území. Nárůst hodnot MPS indexu potvrzuje trend probíhající v zájmovém území, tedy že nárůst této metriky byl vyvolán zejména výstavbou. Hodnoty indexu ED také kontinuálně rostly po celé období a to z 89,5 na 121,5 m/ha. To jen potvrzuje negativní trend v podobě zvyšování tzv. okrajového efektu a destrukci přírodních stanovišť a zároveň i zhoršení konektivity prostoru. Hodnoty SHDI indexu dokreslují celkový vývoj v zájmovém území. Za 17 let dosáhl index hodnoty 1,23, to bylo způsobeno nárůstem urbanizovaných prvků v prostředí a poukazuje to na snižování délky ekotonů resp.na degradaci přírodních stanovišť.

Tabulka 4. Hodnoty krajinných metrik mezi lety 1993–2010 v oblasti jesenického regionu

	NumP	MPS (ha)	ED (m/ha)	SHDI
1993	99,5	4,5	89,5	0,98
2001	131,5	7,2	101,5	1,15
2010	171,2	8,1	121,5	1,23

zdroj: autor

4.2 Kladenský region

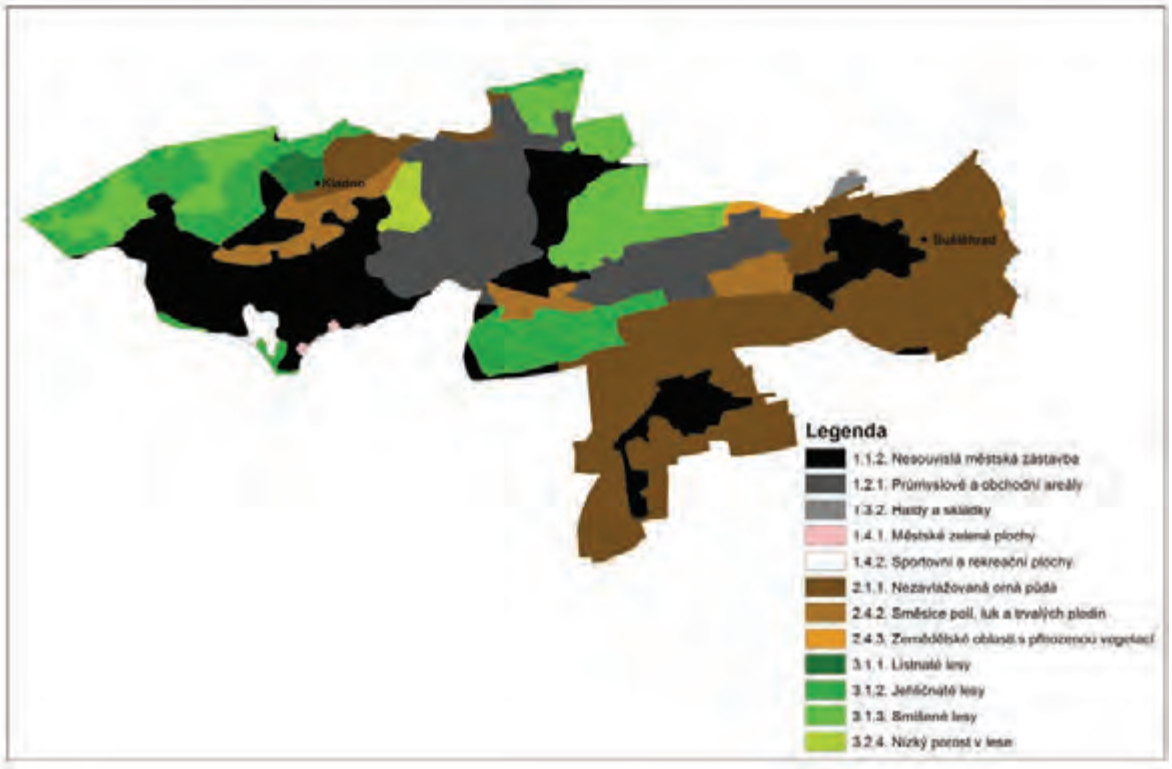
V kladenském regionu byl vývoj krajinného pokryvu v zásadě shodný s jesenickou oblastí, i zde probíhala výstavba zejména na úkor zemědělských ploch, avšak z části i z podílu rozlohy lesů a přírodě blízkých stanovišť, jejich pokles byl z 684,7 ha v roce 1993 na 661,7 ha v roce 2010 (tab. 5).

Tabulka 5. Vývoj rozloh krajinného pokryvu (ha) v kladenském regionu

Krajinný pokryv – třída CLC 3	1993	2001	2010
Nesouvislá městská zástavba	690,9	733,9	761,1
Průmyslové a obchodní areály	450,3	455,3	455
Haldy a skládky	7	7,1	8
Staveniště	0	0	3
Městské zelené plochy	4	4	4
Sportovní a rekreační plochy	19,1	19,1	19,2
Nezavlažovaná orná půda	915,9	867,7	860,8
Směsice polí, luk a trvalých plodin	146	145,9	145,9
Zemědělské oblasti s přirozenou vegetací	11,4	10,9	10,6
Listnaté lesy	30	29,5	29,6
Jehličnaté lesy	311,5	312,7	306,1
Smíšené lesy	310	310	295
Nízký porost v lese	33,2	33,2	31

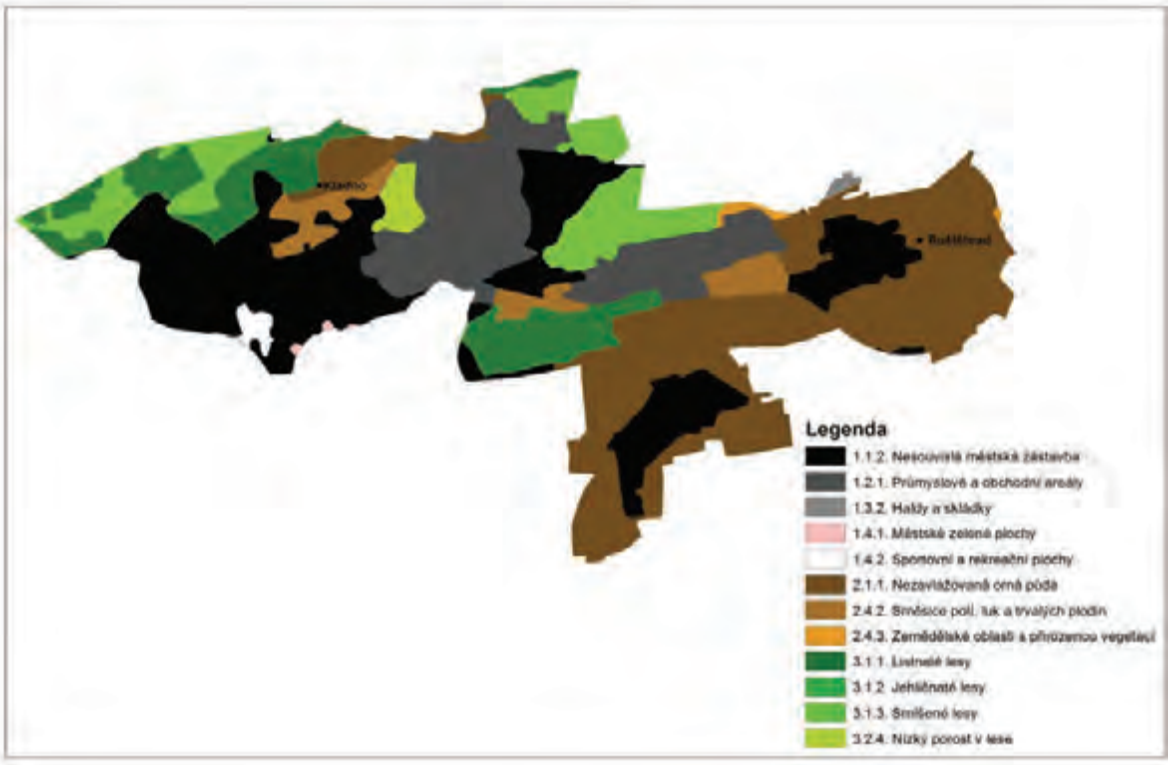
zdroj: autor

Největší změna v krajinném pokryvu byla opět zaznamenána ve třídě nesouvislé městské zástavby (obr.10,11,12). Zastavěná plocha se zde zvětšila za období 1993–2010 celkem o 70,3 ha. Jednalo se zejména o rezidenční výstavbu, rozšiřující okraje obcí Buštěhrad, Hřebeč, Kladno a Dubí u Kladna. Další vysoký nárůst byl zjištěn mezi lety 1993–2001 ve třídě průmyslových a obchodních areálů, zde se jednalo zejména o rozšíření areálu Poldi Kladno v první polovině devadesátých let. Výrazný pokles plochy byl zjištěn u nezavlažované orné půdy, na jejíž úkor byla tradičně realizována velká část nové výstavby, a jejíž plocha se v celkovém sledovaném období zmenšila o 55,1 ha. Pokles rozlohy proběhl také ve třídě „směsice polí, luk a trvalých plodin“, ale už se nejednalo o tak rozsáhlé změny.



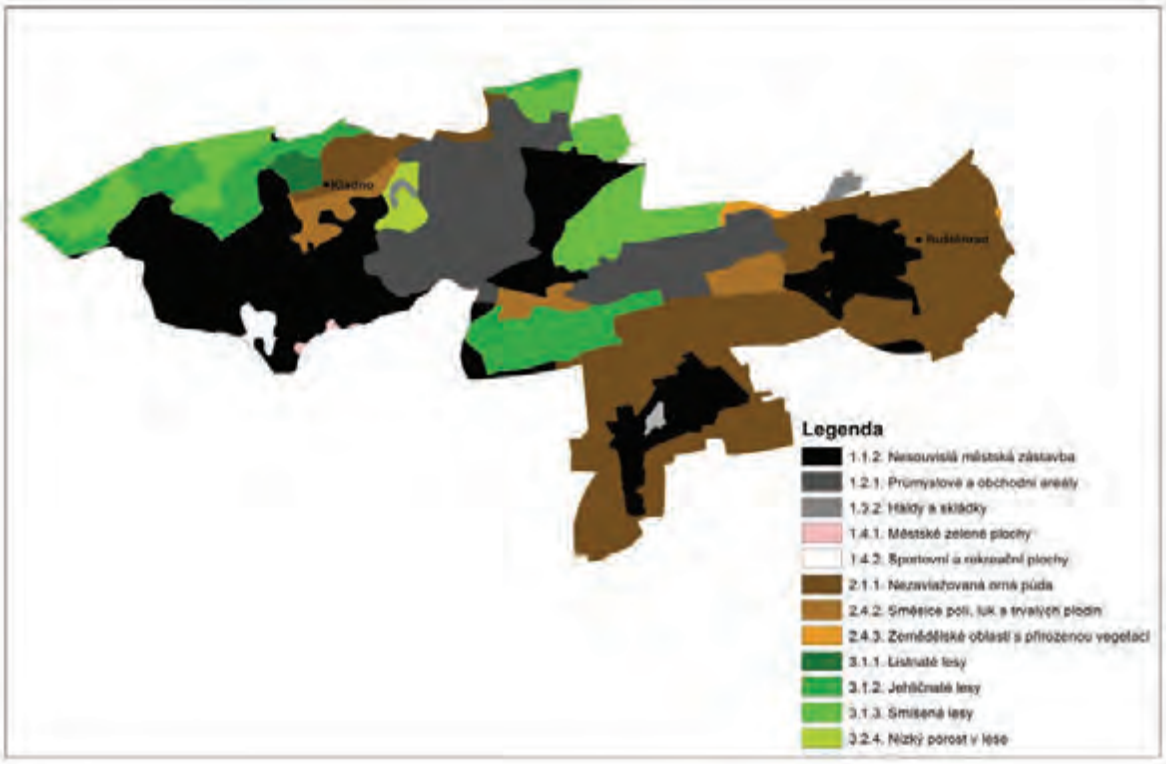
Obr. 10 Krajinný pokryv v kladenském regionu v roce 1993

zdroj: autor



Obr. 11 Krajinný pokryv v kladenském regionu v roce 2001

zdroj: autor



Obr. 12 Krajinný pokryv v kladenském regionu v roce 2010

zdroj: autor

Dynamika změn v krajině

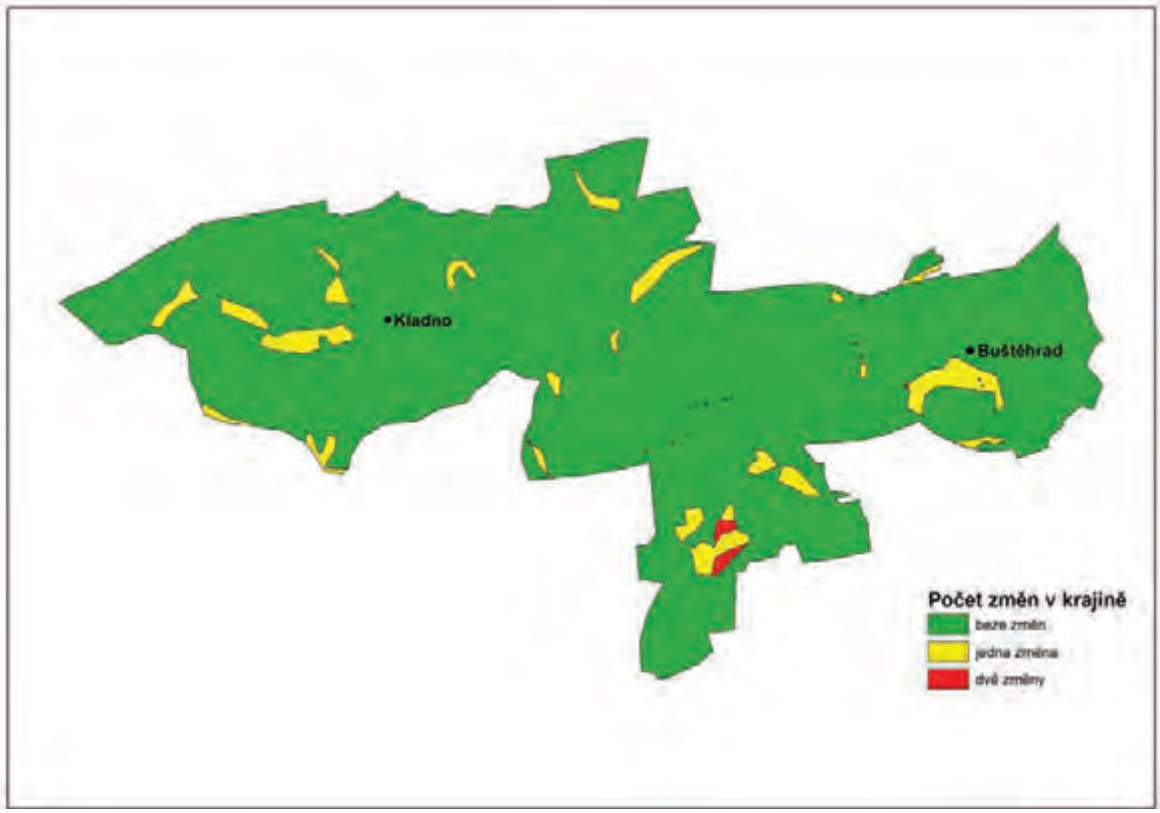
Velká část území se během sledovaného období nezměnila (obr. 13). K jedné změně došlo na 351 ha, to představuje 12 % území, a pouze na 14,6 ha proběhly dvě změny v krajinném pokryvu za celé období (tab.6).

Tabulka 6. Změny v krajinném pokryvu v Kladenském regionu mezi lety 1993 až 2010

počet změn	% území
0	87,5
1	12
2	0,5

zdroj: autor

V tom to území, stejně jako v jesenickém regionu, došlo k nárůstu míry urbanizace. Dominantním prvkem zde bylo rozšiřování rezidenční zástavby v obcích okolo Kladna. Na základě terénního průzkumu lze konstatovat, že zástavba má v této lokalitě kompaktnější charakter oproti jesenickému regionu. Je zde však vizuálně patrný úbytek přírodě blízkých prvků, na jejichž úkor byla výstavba realizována (např. Ostrovec, Dubí). Velmi patrný je také bývalý průmyslový areál Poldi Kladno. Tento areál je vizuálně silně patrný v krajině a měl a stále má svůj negativní vliv stav krajiny v regionu. Ke dvěma změnám v krajinném pokryvu došlo pouze v obci Hřebeč, šlo zde o přeměnu orné půdy na zastavěné území. Po roce 2001 byl na části toho to území vybudován sportovní areál jako rekultivační projekt. Jinak si krajina v oblasti uchovala svůj charakter a to je patrné i z překryvu map.



Obr. 13 Dynamika změn v kladenském regionu mezi lety 1993–2010

zdroj:autor

Vývoj struktury krajiny

Vývoj struktury příměstské krajiny v kladenském regionu popisuje tabulka č.7. Hodnoty metrik NumP a MPS ukazují, že se celý region se stal během sedmnácti let více diverzifikovanou a také se zde snížila samotná míra konektivity, i když se trend nárůstu prostorové diverzity se v druhé části

sledovaného období zpomalil. Hodnoty indexu ED vzrostly z 75,5 m/ha na 76,9 m/ha. To zde také potvrzuje nárůst tzv. okrajového efektu a destrukci přírodních stanovišť. Tento stav probíhal zejména v prvním sledovaném období, kdy byl proces výstavby nejintenzivnější. Vývoj indexu SHDI kopíroval hodnoty ED indexu a po roce 2001 došlo k zpomalení jeho nárůstu. Stejně, jako u jesenického regionu i zde platí, že zde došlo celkovému zhoršení prostorového uspořádání přírodních stanovišť, a to zejména díky zmenšení délky ekotonů.

Tabulka 7. Hodnoty krajinných metrik mezi lety 1993–2010 v oblasti kladenského regionu

	NumP	MPS (ha)	ED (m/ha)	SHDI
1990	103,4	2,1	75,5	1,05
2000	135,9	5,3	76,1	1,21
2010	136,9	5,4	76,9	1,25

zdroj: autor

5. Diskuze

Jako nástroj k hodnocení vývoje struktury krajiny byly v této studii zvoleny krajinné metriky. Ty jsou v dnešní době k tomu to účelu velmi často využívaným nástrojem (ORTEGA et al., 2004, CHUMAN & ROMPORTL, 2010, HEPCAN, 2013). Někteří autoři však také upozorňují na obtížnost interpretace těchto nástrojů (RUTLEDGE & MILLER, 2006, LI & WU, 2004). Krajinným metrikám je dnes vytýkána obtížná možnost interpretace ekologických procesů v krajině. Problémem je, že jejich chování a jejich statistické vlastnosti nemusí vždy doslova vykazovat vztahy mezi nimi a ekologickými procesy probíhajícími v krajině. Jejich interpretace tak může být občas složitá a zavádějící bez empirické studie (CORRY & NASSAUEER, 2005). Omezením této metody bývá to, že nemusí automaticky přinášet výklad tzv. sama o sobě. Tím je myšleno, že nepřináší informace o rozmístění plošek a jejich výklad tak může být zavádějící. Příkladem mohou být dvě lokality, které mají stejný počet i typ plošek, přesto mohou být velmi odlišené tím, že v jedné lokalitě mohou být plošky rozmístěny rovnoměrně a v druhé mohou být koncentrovány v určitých oblastech, ale i tak budou lokality vykazovat shodné výsledky (McGARIGAL & MARKS, 1995). Toto platí i pro jesenický region, který během dvaceti let nastoupil trend nárůstu prostorové diverzity svého území a tento stav byl pomocí použitých metrik prokázán. V daném území se však nachází rozptýlená zástavba (komerční suburbanizace) okolo dálnice D1, v protikladu je však rezidenční výstavba, která se prováděla zejména navazováním na stávající zástavbu obcí. Oblast, kde se nachází průmyslové a logistické objekty však musela mít na dané výsledky „svůj“ vliv a může tak částečně v daném území výsledky zkreslit. V daném regionu sice „celkově“ došlo k nárůstu prostorové diverzity, ale významně zejména v určité části oblasti. Daný stav však krajinné metriky postihnout nemohou a je tedy nezbytné právě spojení krajinných metrik s empirickou studii nebo znalostí zájmového území pro korekci výsledků (SUDHIRA et al., 2004). Šímová & Gdulová (2012) dále zpochybňují užívání krajinných metrik, které popisují komplexní charakteristiky, jako je např. CONTAG index, a to protože jejich interpretace nemusí být jednoznačná. Spíše doporučují k analýze struktury krajiny využívat jednoduché a snadno interpretovatelné indexy s předvídatelným chováním i při změnách měřítka, jako je např. Number of Patches (NP), Total Edge (TE), Edge Density (ED), Patch Density (PD), Mean Patch Size (MPS) nebo Shanonn Diversity Index (SDI). Tak tomu bylo i v této studii, která byla realizována právě pomocí těchto metrik.

Vliv suburbanizace na strukturu krajiny zkoumali i CHUMAN & ROMPORTL (2010), jejichž studie byla součástí projektu *Suburbánní rozvoj, suburbanizace a urban sprawl* v České republice: omezení negativních důsledků na životní prostředí. Autoři studie uvádějí, že příměstská výstavba v okolí Prahy probíhala zejména navazováním na stávající zástavbu a spíše lokálně docházelo k izolované výstavbě, a dále, že komerční suburbaniace se v okolí Prahy koncentruje zejména v okolí dopravních tahů. Daná tvrzení jsou ve shodě i se závěry této studie. Suburbanizaci v Praze dále zkoumali SÝKORA & MULÍČEK (2012). Autoři uvádějí, že proces příměstské výstavby je v Praze a jejím okolí od roku 2000 velmi živý, a to zejména její rezidenční forma. Daný stav zároveň přispívá k dekon-

centraci Prahy a je součástí vnitřních změn ve váze jádra a zázemí a probíhá díky tomu i redistribuce obyvatelstva v pražském regionu. Tento stav je patrný i ze závěrů této studie, kde byl prokázán nárůst výstavby a následná migrace do těchto suburbánních lokalit.

Vliv příměstské výstavby na strukturu krajiny byl zkoumán také na Moravě, a to v Brně. Projevy suburbanizace v příměstské oblasti Brna se zabývala Vavrouchová et al. (2013). Dle autorek studie se suburbánní výstavba významně podílela na změnách v krajinném pokryvu, struktuře i funkcích krajiny. Daný závěr lze ztotožnit i se závěry této studie. Dynamiku změn krajiny v okolí jihomoravské metropole hodnotí, zejména v poslední dekádě, jako méně intenzivní. Dle autorek studie se daný stav dá vysvětlit fyzicko-geografickými podmínkami lokality a zvýšenou koncentrací výstavby na menší plochu (výstavba zejména bytových domů), která byla preferována v daném území v posledních letech. Tímto se vliv suburbanizace na krajinu snížil, k danému stavu dále přispěla také zhoršená ekonomická situace posledních let. Daný stav však není možné paušalizovat, jelikož je ovlivněn zejména místními podmínkami a momentálními preferencemi obyvatelstva, jelikož v jesenickém i kladenském regionu pokračovala výstavba kontinuálně.

Trend vývoje stavu příměstských oblastí je v této studii je srovnatelný i se závěry studie SUSHANT & YUANT (2012), kteřá analyzovala vývoj v příměstské krajiny v Twin Cities Metropolitan Area v Minesotě. I zde se výstavba rozšiřovala zejména na úkor zemědělských ploch, ale i přírodě blízkých prvků. To se negativně projevilo na struktuře přírodních prvků i na stavu biodiverzity.

Otázka výzkumu je také spojena s výběrem dat. BURIAN et al. (2010) i VAVROUCHOVÁ et al. (2013) zvolili jako zdroj dat statistická data ČSU. Statistická data jsou vhodným a využívaným nástrojem k výzkumu suburbanizace (MAHESH et al. 2007), ale měla by být využívána pouze v prostředí GIS. Jelikož statistická data, i když mají popisnou hodnotu k určitému území, „neobsahují své prostorové umístění“ v rámci daného území (např. v rámci obce nebo městské části). Využití statistických dat, ale ve formě atributové složky vektorových dat, velmi posouvá možnosti využití statistických dat blíže realitě. Výběr leteckých snímků k hodnocení vývoje krajiny se dnes jeví jako nejvhodnější a to zejména díky jejich široké dostupnosti, ceně i vysoké kvalitě. Daný stav potvrzuje i to, že jsou dnes všeobecně využívaným nástrojem v oblasti krajinné ekologie, a to i v oblasti výzkumu suburbanizace a urbanizace (STANCHEVA et al. 2011; BERDAVS, 2012). Lepší alternativou k nim mohou být pouze družicové snímky s velmi vysokým rozlišením. Využití těchto dat je však pouze v oblasti lokálního výzkumu a zkoumání velmi specifických jevů, a to díky jejich vysoké cenové náročnosti (XIE et al., 2008).

6. Závěr

Během posledních dvaceti let se v okolí Prahy realizovala intenzivní příměstská výstavba. Jednalo se primárně o rezidenční formu výstavby, v menším měřítku pak šlo o průmyslové a logistické areály. Nová rezidenční zástavba se ve sledovaných oblastech, Kladenska a Jesenicka, realizovala zejména navazováním na již stávající zástavbu. Pouze výstavba komerčních areálů se prováděla primárně v rozptýlené formě. Suburbanizace v zájmových územích po celou dobu probíhala zejména na úkor zemědělských ploch a to orné půdy. Pozitivní je však, že lesy a přírodě blízká stanoviště příměstská výstavba zasáhla jen mírně.

Na základě výsledků této studie a jejich porovnání s výsledky předchozích studií se dá říci, že během dvaceti let se příměstská krajina díky výstavbě stala více diverzifikovanou a méně prostupnou. Dochází také k poklesu délky ekotonů. Nová rezidenční výstavba se realizovala zejména navazováním na stávající zástavbu, méně již v rozptýlené formě, tedy u nás není jev urban sprawl prakticky zastoupen. Výstavba komerčních areálů se prováděla zejména v oblasti významných dopravních komunikací a bez návaznosti na městskou zástavbu. Konstatovat můžeme, i že došlo k nárůstu tzv. okrajového efektu. Suburbanizaci je však třeba posuzovat lokálně a to s ohledem na místní podmínky (geografické, ekonomické, společenské) a vždy i k určitému časovému období. Lze však konstatovat, že příměstská výstavba způsobuje snižování konektivity, nárůst prostorové diverzity krajiny a snižování délky ekotonů.

7. Literatura

ANAS A. (1998) Urban spatial structure. *Journal of Economic Literature* Vol. 36, pp. 1426–1464.

ANTWI E.K., KRAAWCZYNKI R., WIEGLEB G. (2008) Detecting the effect of disturbance on habitat diversity and land cover change in a post-mining area using GIS. *Landscape and Urban Planning* Vol. 87, pp. 22–32.

BENINI L., BANDINI V., MARAZZA D., CONTIN A. (2010) Assessment of land use changes through an indicator-based approach: A case study from the Lamone river basin in Northern Italy. *Ecological Indicators* Vol.10, pp. 4–14.

BERDAVS J. (2012) Urban sprawl in the city municipality of koper between the end of socialism and the global economics crisis. *Annales-Anali Za Istrike in Mediteranske Studieje-Series Historia Et Sociologia* Vol. 22, pp.233–248.

BURIAN J., MIŘIJOVSKÝ J., MACKOVÁ M. (2011) *Subrbanizace Olomouce – hodnocení pomocí analýzy statistických dat*. Urbanismus a územní rozvoj č. 5, str. 10–16, Ústav územního rozvoje, Brno.

BUZAR M., THOMAS L., KERRY L. (2007) Splintering urban populations: Emergent landscapes of reurbanisation in four European cities. *Urban Studies* Vol. 44, pp. 651–677.

CANTWELL M. D., FORMAN R. T. T. (1993). Landscape graphs: Ecological modeling with graph theory to detect configurations common to diverse landscapes. *Landscape Ecology* Vol. 8, pp. 239–255.

CÍLEK V., BAŠE M. (2005) Suburbanizace pražského okolí: dopady na sociální prostředí a krajinu. Praha, online: http://www.vesteckazvonicka.cz/files/active/0/Suburbanizace%20pra%C5%BEsk%C3%A9ho%20okol%C3%AD..pdf, cit.:25.7.2013

CORRY R.C., NASSAUER J. (2005) Limitations of using landscape pattern indices to evaluate the ecological consequences of alternative plans and designs. *Landscape and Urban Planning* Vol. 72, pp. 265–280.

CLARK T. (2009) Spatial characteristics of exurban settlement pattern in the United States. *Landscape and Urban Planning* Vol. 90, pp. 178–188.

ČSÚ. (2012) Databáze demografických údajů za obce ČR. Český statistický úřad, online: http://www.czso.cz/cz/obce_d/index.htm, cit.: 29.3.2013

Di GIULIO M., HOLDEREGGER R., TOBIAS S. (2009) Effects of habitat and landscape fragmentation on humus and biodiverzity in dosely populated landscapes. *Journal of environmental management* Vol. 25, pp. 2959–2968.

DIVÍŠEK J. (2012) *Diverzita krajiny České republiky – možnosti jejího stanovení*. Fyzicko - geografický sborník *č.* 10*, str. 94–98.* Přírodovědecká falkulta UK a Česká geografická společnost, Praha.

De OLIVEIRA J.A.P., BALABAN O., DOLL C.N.H., MORENO-PENARANDA R., GASPARATOS A., IOSSIFOVA D., SUWA A. (2011) Cities and biodiversity: Perspectives and governance challenges for implementing the convention on biological diversity (CBD) at the city level. *Biological Conservation* Vol. 144, pp. 1302–1313.

EEA (2006) Urban Sprawl in Europe. EEA, Copenhagen.

ESRI (2005) Using ArcScan for ArcGIS. Esri Press, Florida, USA.

FIRMAN T. (2009) The continuity and change in mega-urbanization in Indonesia: A survey of Jakarta-Bandung Region (JBR) development. *Habitat International* Vol.33, pp. 327–339.

FORMAN R. T. T., GORDON M. (1986) Landscape Ecology. Wiley, New York

FREIRE S., SANTOS T., TENEDORIO A. (2009) Recent urbanization and land use/land cover change in Portugal - the influence of coastline and coastal urban centers. *Journal of Coastal Research* Vol. 56, pp. 1499–1503.

GAO J.B., LI S.C. (2011) Detecting spatially non-stationary and scale-dependent relationships between urban landscape fragmentation and related factors using Geographically Weighted Regression. *Applied Geography* Vol. 31, pp. 292–302.

GENELETTI D., (2004) Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* Vol. 5, pp. 1–15.

GRIZENSKI T. (2012) Climate change and environmental injustice in a bi-national kontext. *Applied Geography* Vol. 33, pp. 25–35.

HE J., TSOU J.Y., XUE Y., CHOW B. (2005) A visual landscape assessment approach for high-density urban development - A GIS-based index. *Computer Aided Architectural Design Futures* Vol. 28, pp. 125–134.

HEPCAN S., KILICASLAN C., OZKAN M. (2013) Analyzing Landscape Change and Urban Sprawl in a Mediterranean Coastal Landscape: A Case Study from Izmir, Turkey. *Journal of Coastal Research* Vol. 29, pp. 301–310.

HESS G., MASON J., MOORMAN CH. (2007) Designing suburban greenways to provide habitat for forest breeding birds. *Landscape and urban planning* Vol. 80, pp. 153–164.

HNILIČKA P. (2005) Sídelní kaše. Otázky k suburbánní výstavbě kolonií rodinných domů. Era, Brno.

HUBEROVÁ J., MAJEROVÁ V., HOLČÁK O. (2007) Metody analýzy politik: Nekoncepční a nekoordinovaná suburbanizace Středočeského kraje, Praha. online: http://www.suburbanizace.cz/diplomky/Nekoordinovana_suburbanizace_FSV.pdf, cit.: 20.7.2013.

CHUMAN D., ROMPORTL T. (2010) *Změny struktury krajiny vlivem rezidenční a komerční suburbanizace* v České republic*e.* Suburbanizace.cz, online:

http://www.suburbanizace.cz/analyzy/ROMPORTL,_D.,_CHUMAN,_T._%282010%29_Zmeny_struktury_krajiny_vlivem_rezidencni_a_komercni_suburbanizace_v_Ceske_republice.pdf cit.:12.6.2013

OLSEN L.M., DALE V.H., FOSTER T. (2006) Landscape patterns as indicators of ecological change at Fort Benning, Georgia, USA. *Landscape and Urban Planning*,Vol. 79, pp. 137–149.

ORTEGA M., ROSELLO L., DEL BARIO J.M.G. (2004) Estimation of plant diversity at landscape level: A methodological approach applied to three Spanish rural areas. *Environmental and Monitoring Assasment* Vol. 95, pp. 97–116.

OSN. (2009) Urban Sprawl in World. OSN, Copenhagen.

OUŘEDNÍČEK M. (2003) *The Suburbanization of Prague.* Sociologický časopis č. 39, str. 235–253, Sociologický ústav AV ČR, Praha.

OUŘEDNÍČEK M., BIČÍK I., ÁGNER J. (2008) Suburbanizace v zázemí Prahy. Přírodovědecká fakulta UK, Praha.

OUŘEDNÍČEK M., TEMELOVÁ J., MACEŠKOVÁ M., NOVÁK J., PULDOVÁ P., ROMPORTL D., CHUMAN T., ZELENDOVÁ S., KUNCOVÁ I. (2008): Suburbanizace.cz**.** Přírodovědecká fakulta UK, Praha.

OUŘEDNÍČEK M., ŠPAČKOVÁ P., NOVÁK J. (2013) Sub Urbs: krajina, sídla, lidé. Academia, Praha.

IRWIN M. (2007) The evolution of urban sprawl: Evidence of spatial heterogeneity and increasing land fragmentation. *Proceedings of the National Academy of Science sof the United States of America* Vol. 104, pp. 20672–20677.

JESENICE (2013) Základní informace o Jesenici. online: http://www.oujesenice.cz/ cit. 31.6.2013.

JUSTOVÁ H. PECHAROVÁ E. (2011) *Hodnocení změn krajinného charakteru pomocí GIS v oblastech s kulturně historickou hodnotou – případová studie Krásný dvůr.* Acta Pruhoniciana č.99, str. 19–27, Výzkumný ústav SILVA TAROUCY pro krajinu a okrasné zahradnictví,Průhonice.

KOLOUŠEK P. (2011) *Nové koncentrace pracovních příležitostí v zázemí Prahy*. Suburbanizace. cz, publikováno 21.4.2011, online: http://www.suburbanizace.cz/analyzy/Kolousek_P_2011_Nove_koncentrace_pracovnich_prilezitosti_v_zazami_Prahy.pdf

LEE C.L., HUANG S.L., CHAN S.L. (2008) Biophysical and system approaches for simulating land-use change. *Landscape and Urban Planing* Vol. 86, pp. 187–203.

LEITÁO L. (2002) Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning* Vol. 59, pp. 65–93.

LI X., CHENG G., XIAO H. (2000) Quantifying landscape structure of the Heihe River Basin, north-west China using FRAGSTAT. *Journal of Arid Environment* Vol. 48, pp. 521–535.

LI H., WU J. (2004) Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology* Vol. 19, pp. 389–399.

MAHESH K J., GARG P.K., KHARE D. (2007) Monitoring and modelling of urban sprawl using remote sensing and GIS techniques. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* Vol. 10, pp. 26–43.

MARKVART J. (2002) *Suburbanizace, pěší pohyb a krajina*. Urbanismus a územní rozvoj č. 6, str. 28–34.Ústav územního rozvoje, Brno.

McGARIGAL K., MARKS B.J. (1995) Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying. Portland, USA. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Oregon.

MUNROE D.K., CROISSANT C., YORK A.M. (2005) Land use policy and landscape fragmentation in an urbanizing region: Assessing the impact of zoning. *Applied Geography* Vol. 25, pp. 121–141.

NOSS R.F. (1990) Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* Vol. 4, pp. 355–364.

NEUMAN N. (2005) The compact city fallacy. *Journal of Planning Education and Research* Vol. 25, pp. 11–26.

NILON C.H. (2011): Urban biodiversity and the importance of management and conservation. *Landscape and Ecological Engineering* Vol. 7, pp. 45–52.

PASHER J., MITCHELL S.W., KING D.J., FAHRING L., SMITH A.C. (2013) Optimizing landscape selection for estimating relative effects of landscape variables on ecological responses. *Landscape Ecology* Vol. 28, pp. 371–383.

PERGL O., NOVÁK J. (2010) Dopravní chování obyvatel suburbií - případová studie Jesenice. Suburbanizace.cz, publikováno: 4.3.2010, online: http://suburbanizace.cz/analyzy/3_Pergl,_O.,_Novak,_J._%282010%29_Dopravni_chovani_obyvatel_suburbii_pripadova_studie_Jesenice.pdf

POSOVÁ D., OUŘEDNÍČEK M. (2006) Suburbárnní bydlení v Pražském městském regionu:etapy vývoje a prostorového rozmístění. Online: http://web.natur.cuni.cz/~slamak/gacr/kniha/posova.pdf, cit.: 15.7.2013.

POSOVÁ D., SÝKORA L. (2011) *Urbanizace a suburbanizace v městských regionech Prahy a Vídně: strukturální rozdíly v podmínkách odlišných politicko-ekonomických režimů*. Geografie č. 116, str. 276–299, Přírodovědecká fakulta UK, Praha.

POSOVÁ D. (2011) Urbanizace a suburbanizace v městských regionech Prahy a Vídně:Strukturální rozdíly v podmínkách odlišných politicko- ekonomických režimů. Geografie č. 116, str. 276–296, Přírodovědecká fakulta UK, Praha.

PSÁRY (2013) O obci. Psáry. Online: http://psary.cz/content/o-obci, cit. 11.6.2013.

PRŮHONICE (2007) Z historie obce. Průhonice. Online: http://www.pruhonice-obec.cz/historie/d-65037/p1=2084, cit. 10.4.2013.

RADOVIC A., BUKOVEC D., TVRTKOVIC N. (2011) Corine land cover changes during the period 1990–2000 in the most important areas for birds in Croatia. *Interntional Journal of Suistanaible Development and World Ecology* Vol. 18, pp. 341–348.

RUTLEDGE D.T., MILLER C.J. (2006) The use of landscape indices in studies of the effects of habitat loss and fragmentation. *Naturschutz und Landschaftsplanung* Vol. 38, pp. 300–307.

RYŠAVÝ Z., LINK J., VELÍŠKOVÁ L. (1994) *Proces suburbanizace v souvislostech procesu přeměny osídlení v letech 1869–1991: Česko, Pražská aglomerace (na území okresů Praha, Praha-východ, Praha-západ, Beroun, Kladno, Mělník)*. Územní plánování a urbanismus č. 21, str. 189–199. Ústav územního rozvoje, Brno.

TIAN G.J., WU J.G., YANG Z.F. (2010) Spatial pattern of urban functions in the Beijing metropolitan region. *Habitat International*, Vol. 34, pp. 249–255.

TOMÁŠEK P., (2013) *Využití krajinných indexů pro hodnocení suburbanizované krajiny*. Littera Scripta č. 1, str. 183–197, Vysoká škola technická a ekonomická, České Budějovice.

SUSOVÁ K. (2008) Případová studie IV. – Jesenice u Prahy. Suburbanizace.cz, online: http://www.suburbanizace.cz/04_jesenice.htm, cit. 1.2.2013

STALMACHOVÁ B. (1996) Základy ekologické obnovy průmyslové krajiny. Vysoká škola Báňská - Technická univerzita,Ostrava.

STANCHEVA M., RATAS U., ORVIKU K., PALAZOV A., RIVIS R., (2011) Sand Dune Destruction Due to Increased Human Impacts along the Bulgarian Black Sea and Estonian Baltic Sea Coasts. *Journal of Coastal Research* Vol. 64, pp. 324–328.

SUSHANT P., YUAN F. (2012) Assessing landscape changes and dynamics using patch analysis and GIS modeling. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* Vol. 16, pp. 66–76.

SÝKORA L., MULÍČEK O., (2012) *Urbanizace a suburbanizace* v Česku na počátku 21. století. Urbanismus a územní rozvoj č. 5, str. 27–38, Ústav územního rozvoje, Brno.

ŠIMON M. (2011) *Counterurbanization: Condemned to Be a Chaotic Conception*? Geografie, č. 116, str. 231–255, Přídovědecká fakulta UK, Praha.

ŠÍMOVÁ P., ČERNÝ M., CIENCIALA E., APLTAUER J., KUČEROVÁ J., BERANOVÁ J. (2009) A methodology for classifying aerial photographs within the CzechTerra landscape inventory system: a new approach to generating data for landscape analyses. *Journal of Landscape Studies* Vol. 2, pp. 43–55.

ŠÍMOVÁ P., GDULOVÁ K. (2012): Landscape indices behavior: A review of scale effects. *Applied Geography* Vol. 34, str. 385–394.

ŠENKEŘÍKOVÁ J. (2013) Vliv suburbanizace na krajinu v regionu Bustěhrad. Česká zemědělská univerzita, Praha.

ŠVEDA M., VIGASOVÁ D. (2010) *Land use changes in the hinterland of major Slovak cities*. Geografie, č. 115, str. 413–439, Přídovědecká fakulta UK, Praha.

UEMAA E., ANTROP M., ROOSAARE J. (2009) Landscape Metrics and Indices:

An Overview of Their Use in Landscape Research. *Living Review in Landscape* Vol. 3, pp. 5–13.

ULFARSSON G.F., CARRUTHERS J.I. (2006) The cycle of fragmentation and sprawl: a conceptual framework and empirical model. *Environment and Planing B – Planning & Design* Vol. 33, pp. 767–788.

URBAN D.L., O´NEILL R.V., SHUGART H.H. (1987) Landscape ecology. *BioScience* Vol. 37, pp. 119–127.

VAVRUCHOVÁ H., KŘENOVSKÁ I., PÁKZDIKOVÁ M. (2013) *Dynamika krajiny v zázemí města Brna pod vlivem suburbanizačních procesů*. Suburbanizace.cz. http://www.suburbanizace.cz/odborne/Vavrouchova.pdf, cit.: 10.5.2013.

VANDERGAST P. (2007) Understanding the genetic effects of recent habitat fragmentation in the context of evolutionary history: phylogeography and landscape genetics of a southern California endemic Jerusalem cricket (Orthoptera: Stenopelmatidae : Stenopelmatus). *Molecular Ecoology* Vol. 16, pp. 977–992.

VEASQUEZ R. (2009) Building participatory landscape-based conservation alternatives: a case study of Michoacán, Mexico. *Applied Geography* Vol. 29, pp. 513–526.

VETEIKES D., SABANOVAS S., JANKAUSKAITE M. (2011) Landscape structure changes on the coastal plain of Lithuania during 1998–2009. *Baltica* Vol. 24, pp. 107–116.

WEI YP. (2012) Assessing the fragmentation of construction land in urban areas: An index method and case study in Shunde, China. *Land Use Policy* Vol. 29, pp. 417–428.

WEGMANN T. (2008) End of the city? Topology and aesthetics of urban centres and outskirts. *Lili – Zeitschrift Fur Literaturwissenschauft* Vol. 38, pp. 151–163.

WYLY E.K. (1999) Continuity and change in the restless urban landscape. Economic Geography Vol. 75, pp. 309–338.

XIE Y., ZONGYAO S., MEI Y. (2008): Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. *Journal of Plant Ecology* Vol. 1, pp. 9–23.

ZENG H. (2006) Linking urban field theory with GIS and remote sensing to detect signatures of rapid urbanization on the landscape: Toward a new approach for characterizing urban sprawl. Urban Geography Vol. 26, pp. 410–434.

ZHOU Y.X., MA L.J.C. (2000) Economic restructuring and suburbanization in China. *Urban Geography* Vol. 21, pp. 205–236.

SLEDOVÁNÍ VÝVOJE KORYTA ČERNÉHO POTOKA V KRUŠNÝCH HORÁCH

RESEARCH OF CHANNEL DEVELOPMENT OF „ČERNÝ POTOK“ STREAM IN ORE MOUNTAINS

Martin NERUDA, Jitka ELZNICOVÁ, Jaroslav KOUTNÍK, Tamara ZRŮSTOVÁ, Ines OLIVEIRA

Fakulta životního prostředí Univerzita J. E. Purkyně Ústí nad Labem, martin.neruda@ujep.cz

Abstrakt

Fakulta životního prostředí UJEP v Ústí n. L. sleduje vývoj revitalizovaného Černého potoka v Krušných horách u obce Adolfov. V rámci projektu Cíl 3 „Zelená sít Krušné hory: Vytvoření přeshraničních synergických efektů mezi oblastmi NATURA 2000 a rozvojem venkova Krušných horách“ byly zpracovány bakalářské a diplomové práce, v rámci nichž byl proveden geomorfologický průzkum pohybu revitalizovaného koryta. Z terénních měření vyplynulo, že došlo pouze k malému bočnímu posunu koryta (do 10 cm). Zvýšené zahlubování koryta nebylo sledováno. Bylo zjištěno, že oproti Stabilnímu katastru došlo po melioračních úpravách v 80. letech ke snížení délky přibližně o 52 %. Po provedené revitalizaci v roce 2011 se délka vybraného úseku prodloužila oproti délce narovnaného toku o 43 %

Abstract

Faculty of Environment UJEP in Ústí n. L. studies the development of „Černý potok“ stream restoration in Ore Mountains near Adolfov village. Within the project Cíl 3 “Green Network Ore Mountains: Transboundary synergies between Natura 2000 sites and rural development in the Ore Mountains” have been done bachelor and diploma thesis with geomorphological research of movement of restored channel. From terrain research we can say, that the channel moved very little to the sides (maximum 10 cm). Significant deepening of the channel was not scoped. It was found, that compare to Stabile cadastre the length of stream shortened by 52 % after amelioration in 1980’s. After stream restoration in the year 2011 is length of chosen part longer for about 43 % compare to straighten channel.

Klíčová slova: *Černý potok, revitalizace, Krušné hory, posun koryta*

Key words: *Černý potok (Black stream), restoration, Ore Mountains, movement of the channel*

Úvod

K zásahům do vodních toků docházelo již ve středověku, avšak jednalo se o drobné vodohospodářské úpravy z důvodu např. budování mlýnů, pil a hamrů. Ke konci 19. století, po katastrofálních povodních, se započaly provádět výraznější technické zásahy z důvodu protipovodňových úprav vodních toků. Ty se týkaly především zkapacitnění sítě vodních toků a tím rychlého odvádění vody. Ve 20. století však docházelo velmi často ke zbytečné regulaci vodních toků či melioracím i v místech málo vhodných k intenzivnímu zemědělskému hospodaření. V rámci tzv. náhradních rekultivací byly odvodňovány soustavy podhorských luk, na jejichž oglejených půdách se sice nedařilo efektivně hospodařit, ale zato došlo ke zničení přírodně hodnotných niv. Tak se tomu stalo i na Černé louce v povodí Černého potoka.

Od 90. let minulého století se započalo s nápravou škod na vodním režimu. Problematikou revitalizací se zabývali Ehrlich a kol.(1996), Gergel a kol.(1999), Just a kol. (2003, 2005), Šlezingr (2010),

Vrána (2004) atd. Příklady revizalizovaných toků v ČR i zahraniční lze nalézt v práci Najmanová (2012).

Sledováním synergií a konfliktů mezi ekologickým, zemědělským a turistickým využitím Krušných hor se zabývali a své výsledky publikovali Bastian a kol. (2010, 2012) v rámci tříletého projektu Zelená síť Krušné hory (č. 100011436, Cíl 3) „Vytvoření přeshraničních synergických efektů mezi oblastmi NATURA 2000 a rozvojem venkova Krušných horách“. Jeho součástí bylo i řešení několik bakalářských a diplomových prací, zaměřených na detailní průzkumy povodí Černého potoka u obce Adolfov. V roce 2009 byl proveden floristický průzkum podél vymezené části Černého potoka (Minková, 2009). První práce, která se zabývala hodnocením revitalizace Černého potoka v prvním úseku, byla práce Ehertové (2009). Na ni navazovala práce Rožánkové (2011) a Zrůstové (2012), jejichž hodnocení se soustředilo na výsledné hodnocení revitalizace Českého potoka. V rámci hodnocení proběhlo zaměření vybraných úseků a bylo stanoveno pH a rychlost vody. Metodika hodnocení meandrů byla stanovena v rámci diplomové práce Oliviery (2011). Podrobné hodnocení bylo provedeno v rámci bakalářské práce Koutníka (2012).

Sledováním geomorfologických změn koryt větších řek, např. Tisza a Dráva v Maďarsku (pohyb koryta do stran, vytváření nových ostrovů, zahlubování koryta, ukládání sedimentů na břehy) se zabývá zejména Kiss a Andrási (2013). Na příkladu řeky Drávy na maďarsko-chorvatské hranici je dokumentován zejména vývoj v počtu a velikosti ostrovů v řece.

Černý potok, dnes už přejmenovaný na Hraniční potok, se nachází v Krušných horách u obce Adolfov (obr. 1). Pramení v oblasti přírodní rezervace Černá louka, protéká přírodním parkem a ptačí oblastí Východní Krušné hory a ústí v Německu do Mohelnice, která je přítokem řeky Labe. Černý potok spadá do povodí 1-15-02-030, má dva pravé a dva levé přítoky a má délku 5 km. Území se nachází v krušnohorské pahorkatině v nadmořské výšce 700 m n. m. a má velmi členitý reliéf.

Obr. 1: Zájmového území s vyznačení ploch pro jednotlivé výzkumy

Díky napřímení a zahloubení toku a též opevnění břehů kameny v minulosti došlo ke zvýšení rychlosti vod a snížení hladiny podzemní vody. K odvodnění hlavní části Černého potoka došlo již v roce 1961–1962. Úprava horního toku byla provedena až v roce 1991. Pozemky v okolí toku byly rovněž odvodněny pro zamýšlené zemědělské využití, ke kterému však nikdy nedošlo (obr. 1, vpravo).

První částečná revitalizace Černého potoka byla provedena v letech 2001–2003. Bylo vybudováno více než 25 tůní, které byly osázené vegetací. V letech 2009–2011 byl realizován velký revitalizační projekt „Revitalizace Černého potoka a jeho přítoků v přírodní rezervaci Černá louka-dokončení“. Tento projekt byl rozdělen do 2 částí - technické a biologické. Nové koryto je navrženo na průtok Q_{30d}, ve tvaru „ploché misky“ tak, aby se přiblížilo tvaru přirozeného toku. Délka nového toku činí

1820 m, plocha tůní s mokřady 0,963 ha a plocha meandračního pásu je 8 ha. Celková plocha nově vytvořených nebo obnovených mokřadů s trvalými či občasnými drobnými tůňkami a tekoucí vodou je přibližně 4,3 ha. (AOKP, online).

Obr. 2: Koryto revitalizovaného Černého potoka

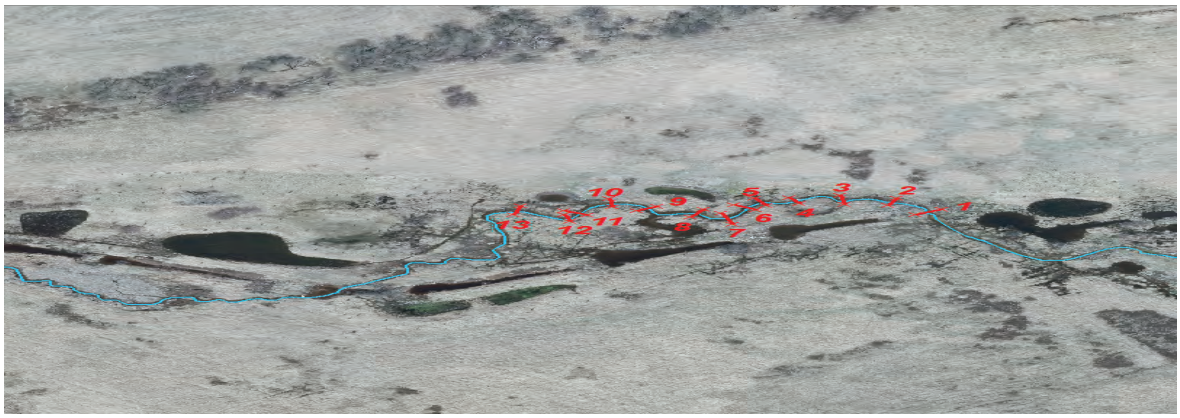
Zdroj: M. Neruda

Metodika

Pro porovnání změny délky a trasy koryta Černého potoka v čase bylo provedeno měření na území o rozloze 9,5 ha (viz obr. 1, žlutá plocha). Vybrané území bylo stanoveno podle délky zkoumaného úseku potoka a zahrnutí blízkých tůní. Pro hodnocení vývoje vodního toku byly k dispozici letecké snímky z let 2011, 2008, 2005, 1996, 1982, 1953, 1946 a mapa Stabilního katastru z roku 1843, které byly získány z ČÚZK Praha a VGHmÚř Dobruška. Z důvodu kvality mapových podkladů byly vodní plochy zpracovány pouze pro roky 2011, 2008 a 2005. I tak je toto porovnání pouze orientační z důvodu, že se na tomto území vodní plochy značně mění s ročním obdobím.

Aby mohly být změřeny délky toků ve vyznačeném území, byl v programu ArcGIS pro jednotlivé časové řady vektorizován vodní tok. Zhodnocení změn bylo provedeno nejen vizuálně (pro vodní tok a vodní plochy), ale i výpočetně (pouze u vodního toku).

Pro podrobné hodnocení vývoje meandrů byla na vybraném úseku Černého potoka vybrána místa (obr. 1 – zelená plocha a obr.3), kde se vyhotovily příčné řezy toku. Nejprve byl vybrán úsek na horním toku, ale po konzultacích bylo v měření pokračováno na dolním toku. To hlavně z důvodů vyššího průtoku a lepší možnosti sledování stranového vývoje koryta. Vytyčení jednotlivých míst bylo provedeno pomocí dvou dřevěných kolíků, které byly umístěny na obou březích vždy proti sobě a kolmo na koryto. Na každém vytyčeném místě bylo prováděno výškopisné a polohopisné zaměření sedmi bodů pomocí totální stanice Leica TCR 802. Takto byla provedena 2 měření. První měření probíhalo 6. 6. 2011, druhé pak 7. 10. 2011. Naměřená data byla zpracována v programu ArcGIS a následně převedena do programu AutoCAD 2008, kde z nich byly vytvořeny jednotlivé příčné řezy. Následně byly řezy z jednotlivých měření navzájem porovnány a vyhodnoceny.

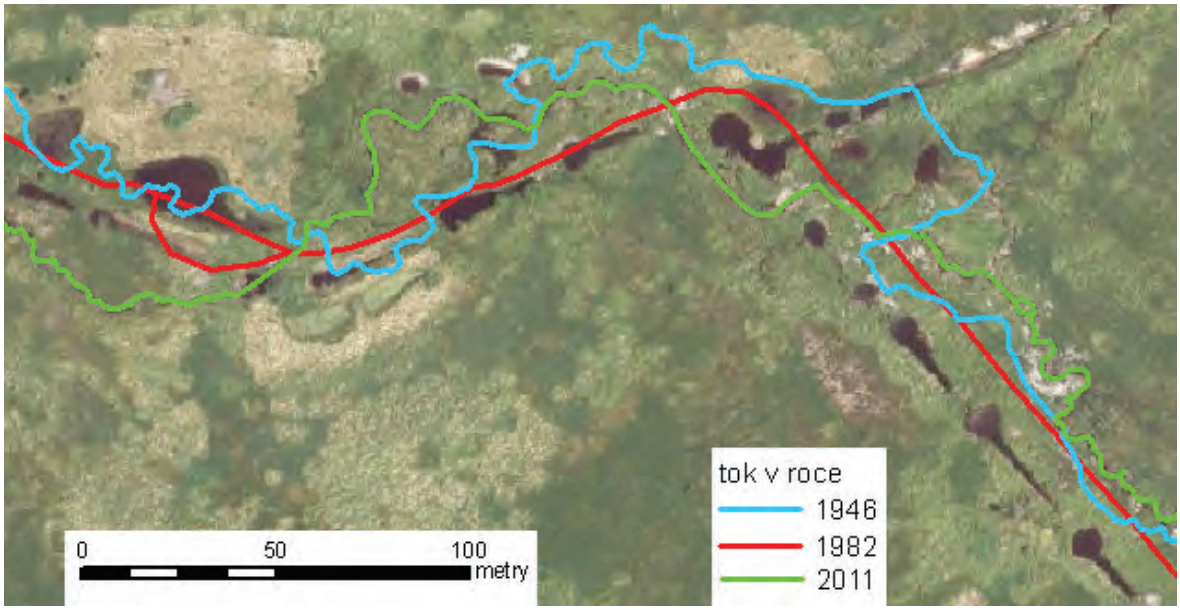


Obr. 3: Vyznačení míst příčných řezů na Černém potoku

Výsledky

Hodnocení změn délky vybraného úseku Černého potoka

Pro identifikaci změn délky vybraného úseku Černého potoka lze využít samotné historické a současné mapové podklady. Jak je zobrazeno v Příloze 1, tyto zdroje umožňují identifikaci míst, kde došlo během let k posunu koryta potoka, i jak v rámci revitalizace bylo přihlíženo v toku potoka v minulosti. Z analýz vyplývá (obr. 4), že od roku 1982, kdy byl tok narovnán, došlo v tomto úseku ke zkrácení o 40 % oproti původní délce toku z roku 1946. Provedené revitalizační opatření umožnilo návrat k přirozenému toku, jak je zobrazeno na snímku z roku 2011. Revitalizované koryto se nenavrátilo přesně do původního koryta, ale bylo vybudované podobné koryto. Původní napřímený tok byl využit pro vybudování kaskády malých tůněk.



Obr. 4: Porovnání toku Černého potoka v letech 1946-1982-2011

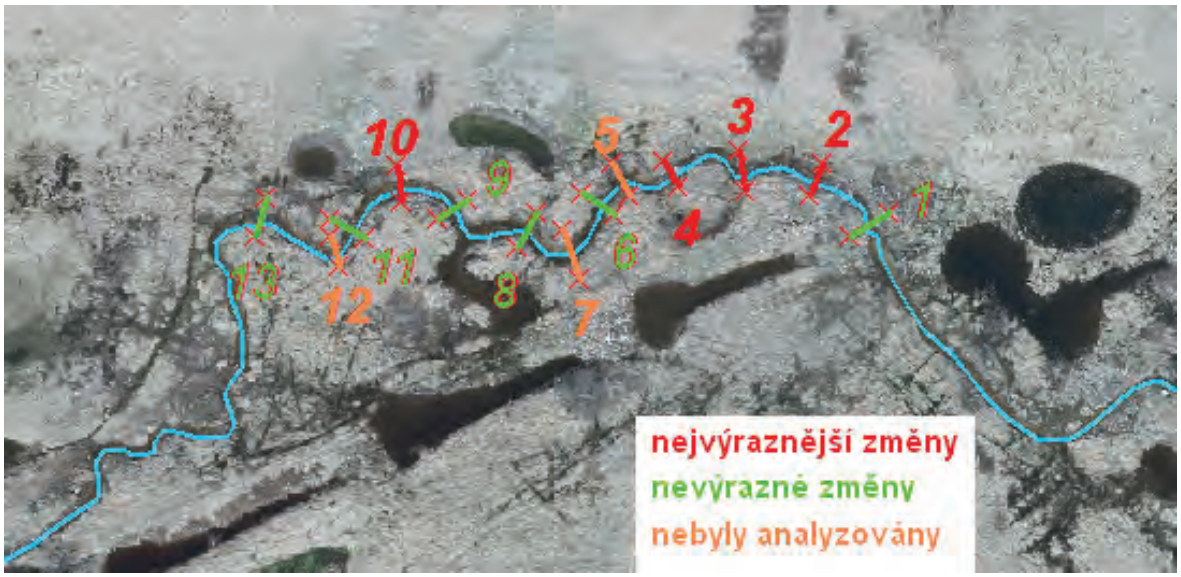
Zdroj: ČÚZK

Vyhodnocení změn příčných řezů

V rámci vyhodnocení příčných řezů došlo k porovnání 2 měření, které byly provedeny v roce 2011. Porovnáním těchto měření byly identifikovány polohové změny příčných řezů.

Z těchto příčných řezů lze usuzovat, že z celkového pohledu nedochází k výrazné změně nebo opuštění revitalizovaného koryta vodním tokem. To může být způsobeno malým časovým horizontem

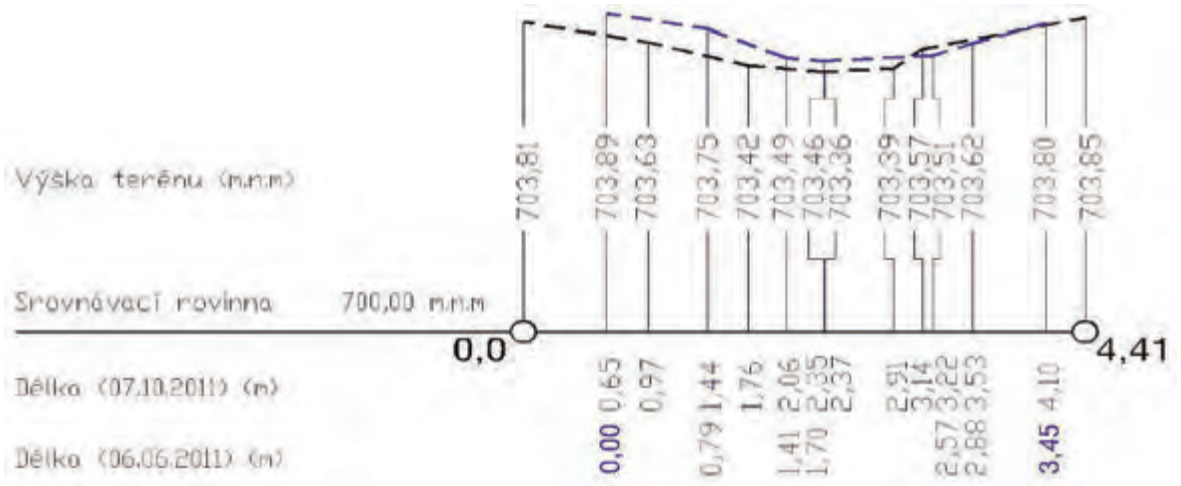
mezi jednotlivými měřeními. K nejvýznamnějším změnám došlo v místech příčných řezů označených čísly 2, 3, 4 a 10. I tak se ale nejedná o zásadní změny v korytě vodního toku, jak je zobrazeno na obr. 5.



Obr. 5: Změny u příčných řezů

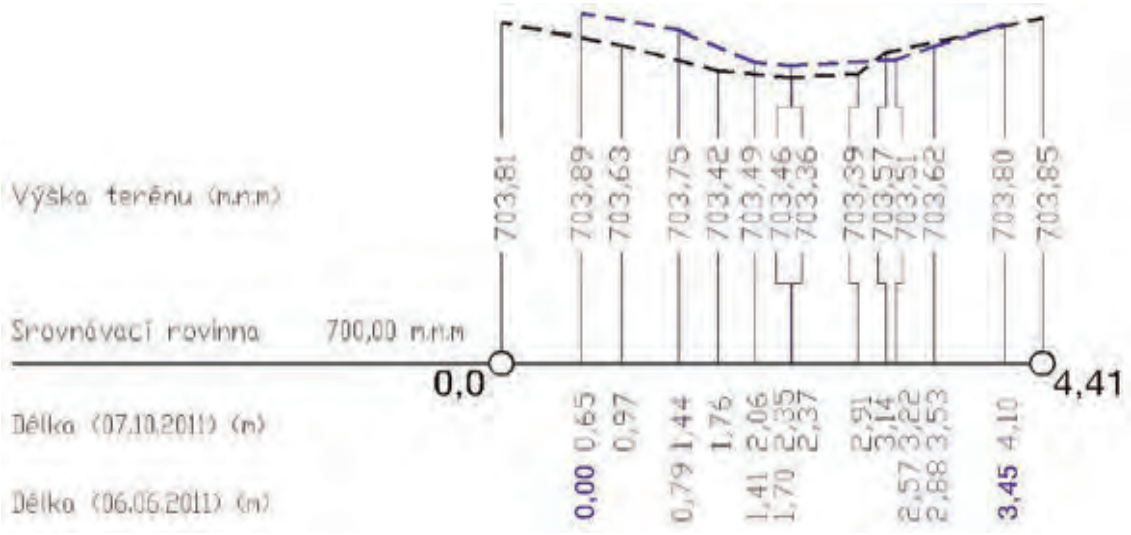
Zdroj: ČÚZK

V řezu číslo 2 (obr. 5) došlo k výraznějšímu zahloubení levého břehu, levé i pravé paty koryta a středu koryta, dále došlo k nánosu na pravém břehu.



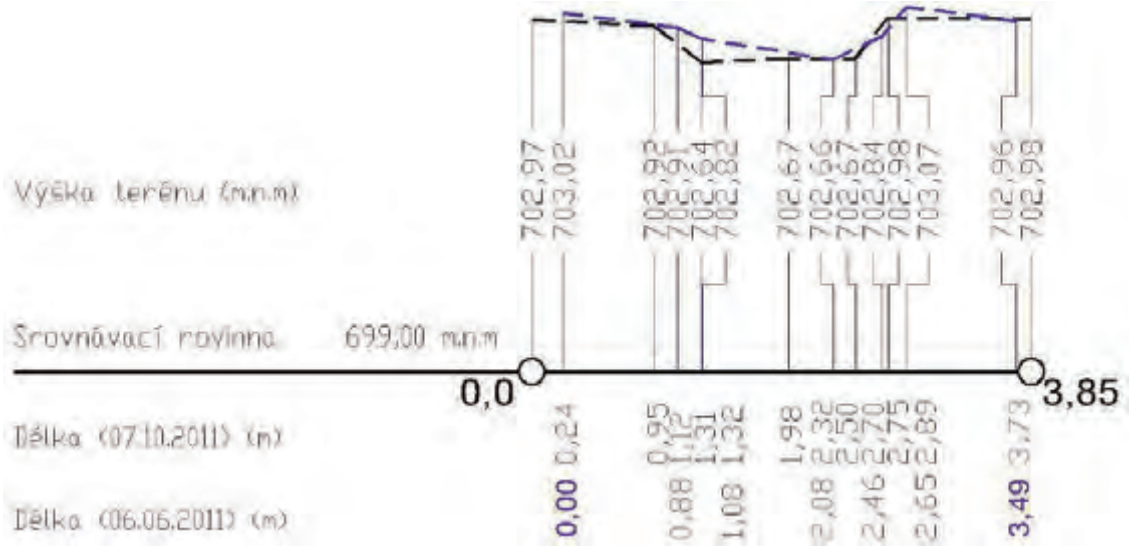
Obr. 6: Černý potok – příčný řez č. 2, černá barva 7. 10. 2011, modrá barva 6. 6. 2011

V řezu číslo 3 (obr. 7) došlo k mírnému nánosu na levém i pravém břehu, k výraznějšímu zahloubení levé i pravé paty koryta a také středu koryta. Pravá břehová hrana je snížená.



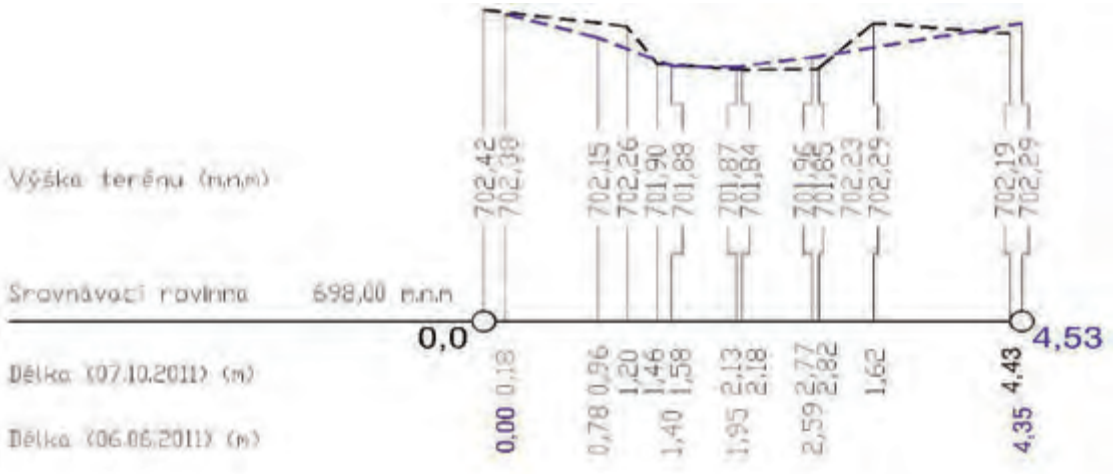
Obr. 7: Černý potok – příčný řez č. 3

V řezu číslo 4 (obr. 8) došlo k mírnému snížení levého i pravého břehu, dále došlo k zahloubení levé paty koryta a středu koryta a k mírnému posunutí pravé břehové hrany do středu koryta.



Obr. 8: Černý potok – příčný řez č. 4

V řezu číslo 10 (obr. 9) došlo k navýšení levé břehové hrany, ke snížení pravé paty koryta a navýšení pravé břehové hrany. V rámci vyhodnocení změny délky vybraného úseku Černého potoka byly k dispozici mapové podklady z let 2011, 2008, 2005, 1996, 1982, 1953, 1946 a stabilní katastr. Byla provedena vektorizace vodních ploch a vybraného úseku vodního toku ve výše jmenovaných mapových podkladech v programu ArcGIS. Výsledné hodnoty délek a vodních ploch byly vloženy do grafů, které jsou uvedeny níže. V rámci porovnání délek byl uvažován pouze hlavní tok, bez přítoků a větvení.



Obr. 9: Černý potok – příčný řez č. 10

Diskuze a závěr

Na Černém potoce došlo v minulosti k melioračním úpravám okolních pozemků a k samotnému napřímení a opevnění koryta. Tyto zásahy narušily ekologickou funkci krajiny a zejména její retenční schopnost. V roce 2009 byla provedena revitalizace potoka s cílem navrátit ekologickou funkci vodnímu toku a zlepšit hydrologické poměry v krajině.

V tomto článku jsou sledovány geomorfologické změny na vybraném úseku Černého potoka. Byly provedeny dvě měření pomocí totální stanice, kdy došlo k zaměření příčných řezů na vodním toku. První měření bylo uskutečněno 6. 6. 2011 a druhé měření bylo provedeno 7. 10. 2011. Jelikož se na Černém potoce neprovádí soustavný monitoring vodních stavů, nejsou k dispozici hydrologická data o průtocích. Pro sledování dynamiky geomorfologických změn koryta by bylo zajímavé sledovat počet dní se zvýšenými průtoky (povodněmi). V programech ArcGIS a AutoCAD byl vektorizován vybraný úsek potoka a byly vytvořeny příčné řezy. K nejvýznamnějším změnám došlo v místech příčných řezů označených čísly 2, 3, 4 a 10. Jedná se o dotvoření břehů s vymíláním konkávního břehu a s usazováním materiálu na konvexním břehu. Částečné zahlubování je také možné pozorovat. Jelikož se jedná o centimetry, přispívá to spíše ke stabilizaci koryta po provedené stavbě. V takto malém měřítku to nemá destrukční charakter, jako známe z větších řek Kiss a Andrási (2013). K těmto změnám koryt dochází zejména za vyšších průtoků, kdy je gradient vodního proudu nejvyšší. Dále byly sledovány změny délky vybraného úseku Černého potoka v letech 2011, 2008, 2005, 1996, 1982, 1953, 1946 a ze Stabilního katastru. V příloze č. 1 je vidět, že nejdelší trasa koryta je zaznamenána ve Stabilním katastru. Jednalo se o původní neupravený tok. Z grafu vyplývá, že v letech 1946 a 1953 došlo k úpravám na vodním toku a tím ke zkrácení délky vodního toku. Bylo zjištěno, že oproti Stabilnímu katastru došlo ke snížení délky přibližně o 52 % po melioračních úpravách v 80. letech. Po provedené revitalizaci v roce 2011 se délka vybraného úseku prodloužila oproti délce narovnaného toku o 43 %

Provedená revitalizace navýšila množství vody v krajině, a to v nových meandrech a v nově vytvořených tůních. Kaskáda nově vytvořených tůní vznikla zahrazením napřímeného koryta. Na vybudování zemních hrázek byla použita zemina z nově vytvořeného koryta. Revitalizace Černého potoka zlepšila ekologický stav lokality. Je možné sledovat návrat vzácných druhů rostlin, které po odvodnění v minulém století vymizely. Meandrační koryto se záplavovou bermou (nivou) zvyšuje protipovodňovou funkci území. V případě Černého potoka pomáháme německým sousedům v povodí Mohelnice a zlepšujeme jejich protipovodňovou ochranu sídel. Do budoucna plánujeme sledovat vývoj koryta a taktéž celkový vývoj koryta.

Poděkování

Za financování výzkumu na Černém potoce děkujeme projektu Zelená sít Krušné hory: Vytvoření přeshraničních synergických efektů mezi oblastmi NATURA 2000 a rozvojem venkova Krušných horách (2009–2012), č. 100011436, Cíl 3.

Literatura

AOPK (online): Revitalizace Černého potoka. In: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Dostupné z: http://labskepiskovce.ochranaprirody.cz/revitalizace-cerneho-potoka/

BASTIAN, O., NERUDA M. (2012) *Území NATURA 2000 v Krušných horách v konfliktu zájmů ochrany přírody a rozvoje venkova*, Studia OECOLOGICA, r. 6, č. 2, s. 3–17

BASTIAN, O., NERUDA, M., FILIPOVÁ, L., MACHOVÁ, I., LEIBENATH, M. (2010): *Natura 2000 sites as an asset for rural development: the German-Czech Ore Mountains Green Network Project*. Journal of Landscape Ecology 3, s. 41–58

EHERTOVÁ, J. (2009). *Revitalizace vodních toků v Podkrušnohoří.* [rukopis] Bakalářská práce. Univerzita J.E. Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, 60 s.

EHRLICH, P., a kol., (1996): *Metodika 20/1996 - Metodické pokyny pro revitalizaci potoků*, 1.vyd., VÚMOP Praha

GERGEL, J., BENEŠOVÁ, J. a kol (1999): *Metodická pomůcka - Revitalizace drobných vodních toku*. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha, s. 88

JUST, T. a kol., (2003): *Revitalizace vodního prostředí*. Praha: AOPK ČR, 2003, s. 144, ISBN 80-86064-72-7

JUST, T. a kol., (2005): *Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi*. 3. ZOČSP Hořovicko, Ekologické služby s.r.o., AOPK ČR a MŽP, Praha, s. 359, ISBN 8-239-6351-1

JUST, T. a kol., (2005): *Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi*. 3. ZOČSP Hořovicko, Ekologické služby s.r.o., AOPK ČR a MŽP, Praha, s. 359, ISBN 8-239-6351-1

KISS, T., ANDRÁSI, G. (2013) *Morphological classification and changes of islands on the Dráva River, Hungary-Croatia*. Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences., in print

KOUTNÍK, J. (2012*) Geomorfologické sledování vývoje meandrů na vybraném úseku Černého potoka v Krušných horách*. [rukopis]. Bakalářská práce. Univerzita J.E. Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, 78 s.

MINKOVÁ, L. (2009) *Flóra okolí Černého potoka u obce Adolfov* [rukopis] Bakalářská práce. Univerzita J.E. Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, 58 s.

NAJMANOVÁ, D. (2012) *Změny krajiny povodí Olšového potoka od 18. století do současnosti a návrh jeho revitalizace* [rukopis]. Diplomová práce. Univerzita J.E. Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, 177 s.

OLIVEIRA, I. (2011) *Stream Restoration and Meanders Position. Case study of Černý potok, Ore Mountains, Czech Republic*. [rukopis]. Diplomová práce. Porto. FEUP Universidade de Porto.73 s.

ROŽÁNKOVÁ, B. (2011) *Sledování revitalizace Černého potoka* [rukopis]. Bakalářská práce. Univerzita J.E. Purkyně v Ústí nad Labem, Katedra přírodovědných aspektů životního prostředí, 49 s.

ŠLEZINGER, M., (2010): *Revitalizace toků - příspěvek k problematice úprav vodních toků.* Brno 2010 ISBN 978-80-214-3942-9, 255 s.

VRÁNA, K., a kol. (2004): *Revitalizace malých vodních toků – součást péče o krajinu*. Consult Praha 2004, 60 s. ISBN 80-902132-9-4

ZRŮSTOVÁ, T.(2012). *Sledování revitalizace Černého potoka v Krušných horách* [rukopis]. Bakalářská práce. Univerzita J.E. Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, 67s.

MOŽNOSTI VYUŽITÍ ODLIŠNÝCH HYDROLOGICKÝCH MODELŮ V ŘEŠENÍ SRÁŽKO-ODTOKOVÝCH EXTRÉMŮ NA MALÝCH POVODÍCH

POSSIBILITIES OF USAGE OF DIFFERENT HYDROLOGICAL MODELS IN THE RESEARCH OF RAINFALL-RUNOFF EXTREMES IN SMALL CATCHMENTS

Pavel KOVÁŘ[1], Darina VAŠŠOVÁ[1], Martin NERUDA[2], Roman NERUDA[3], Jan ŠREJBER[4], Andrea JELÍNKOVÁ[1]

[1]Fakulta životního prostředí ČZU v Praze
[2]Fakulta životního prostředí UJEP v Ústí n.L.
[3]Ústav informatiky Akademie věd ČR
[4]Český hydrometeorologický ústav, pobočka Ústí n.L.

Abstrakt

Častým úkolem reálných i scénářových prognóz inženýrské hydrologie je využití simulační techniky matematických modelů pro procesy na malých povodích. Tato povodí mívají často plochu do 35 km^2, jejich charakter bývá v horských a podhorských oblastech bystřinný (index bystřinnosti K_B> 0,1) a obvykle nejsou vybaveny limnigrafickým měřením. Škody, které působí v povodí, bývají enormní a rozsah těchto bystřin je asi 35 % (18 000 km) délky drobných vodních toků České republiky (Bělský, 1999).

Proto bylo vybráno experimentální povodí bystřiny Smědé (UP Bílý potok) v Jizerských horách jako modelové území pro simulace extrémních srážko-odtokových procesů dvou odlišných modelů. Pro vzájemné využití jsme vybrali k simulaci významných srážko-odtokových epizod fyzikálně založený hydrologický 2D model KINFIL a čistě matematický „učící se“ model aplikace neuronových sítí MANS. Neuronová síť je matematickým modelem nelineární funkční závislosti mezi vstupy a výstupy s volnými parametry (váhami), které se nastavují gradientním učícím algoritmem s mnoha iteracemi, během kterých se procházejí kalibrační data.

Abstract

Often task for real and scenario prognosis in engineering hydrology is usage of simulation techniques of mathematical models for processes in small catchments. These catchments have often area till 35 km^2, their character is subcritical in mountainous and sub mountainous areas (index of torrent K_B> 0,1) and often there is not a water stage gauge. Damages in their catchments are enormous and length of torrents is about 35 % (18 000 km) of the total length of small rivers in the Czech Republic (Bělský, 1999).

An experimental mountain catchment Smědá (profile “Bílý potok”) in “Jizerské hory” Mountains was chosen as model area for simulation of extreme rainfall.runoff processes of two different models. For evaluation and simulations of important rainfall runoff episodes we have chosen a physical based hydrological 2D model KINFIL and a mathematical “learning” model of application neural networks MANS. Neural network is a mathematical model of non linear functional dependence between inputs and outputs with free parameters (weights), which are made by gradient learning algorithms with much iteration, where calibrating data are run

Klíčová slova: *KINFIL, povodí Smědé, neuronová síť, předpověď povodní*

Key words: *KINFIL, Smědá catchment, neural network, flood forecasting*

Úvod

Rychlé katastrofické stavy způsobené extrémními srážko-odtokovými epizodami lze často pozorovat na malých bystřinných povodích, kde kolísání průtoků a splaveninového režimu může být enormní. Tak tomu je i na bystřinách Jizerských hor, kde povodí Smědé bylo vybráno jako případová studie tohoto příspěvku. Konvektivní srážky s vysokými intenzitami dopadající na relativně malou plochu povodí, jeho velký sklon i sklon nivelety toku, devastace koryta toku a jeho okolí erozí a sedimentací splavenin působí zpravidla velké škody (Kovář, Křovák, 2002).

Zlepšování metod předpovědí průtoků a stanovení objemů povodňových vln má nesporně velký význam pro ekonomiku i životní prostředí (Čamrová et al., 2006). Základním hydrologickým podkladem pro návrh opatření proti záplavám nebo erozi jsou návrhové hodnoty N-letých průtoků. V posledních desetiletích vzrostl význam použití matematických modelů srážko-odtokového procesu, založených na fyzikální podstatě infiltrace, vytváření povrchového odtoku a jeho pohyb po svahu a dále hydrografickou sítí. Předložená studie je příspěvkem k prověření možností určení návrhových průtoků na malých povodích modelem KINFIL (Kovář, 1992). Tento model vznikl kombinací metody odtokových křivek a řešení infiltrace Morel-Seytouxovými rovnicemi (Morel-Seytoux,Verdin, 1981). Simulace povrchového odtoku je řešena modelem kinematické vlny (Singh, 1996) při respektování podrobné topografie povodí. Topografické vlastnosti terénu jsou zpracovány softwarem ArcGIS. Spolehlivost těchto moderních metod matematického modelování a jejich propojení se systémy GIS je úměrná věrnosti matematického popisu fyzikálního procesu a rozsahu i spolehlivosti použitého datového souboru.

Druhým modelem je model neuronové sítě, která je tvořena z neuronů, kam proudí informace ve formě vzruchů. Učení neuronu je možno si zjednodušeně představit jako úpravy sítě tak, aby k excitaci docházelo při určitých kombinacích vstupních signálů (Rumelhart, McClelland, 1986). Počet neuronů a jejich vzájemné propojení v síti určuje topologii neuronové sítě. Podle využití rozlišujeme především vstupní a výstupní neurony. Vstupní neurony odpovídají receptorům, výstupní neurony efektorům a propojené pracovní neurony mezi nimi tvoří příslušné dráhy, po kterých se šíří vlastní vzruchy (Lippmann, 1987). Tyto dráhy se v matematickém modelu nazývají cestami. Šíření a zpracování informace na cestě v síti je umožněno změnou stavů neuronů nacházejících se na této cestě. Stavy všech neuronů v síti určují tzv. stav neuronové sítě a synaptické váhy všech spojů představují tzv. konfiguraci neuronové sítě. Pro učení neuronové sítě se nejčastěji používá nelineární gradientní algoritmus největšího spádu a jeho vylepšení nazývané v tomto kontextu algoritmem zpětného šíření (Neruda et al., 2005). Předmětem výzkumu bylo vzájemné porovnání obou modelů, KINFIL a MANS, zjištění jejich předností a nedostatků včetně možností vzájemného uplatňování pozitivních zkušeností.

Metody a materiál

Popis povodí a mapové podklady povodí Smědé

Povodí Smědé leží v severní části Jizerských hor a od roku 1957 je vybaveno limnigrafem v uzávěrovém profilu Bílý Potok a postupně několika srážkoměrnými stanicemi v Hejnicích, Novém Městě pod Smrkem, Višňové a v Bílém Potoce. Toto povodí je svými významnými srážko-odtokovými epizodami častým zdrojem povodňových katastrof, které tento projekt zahrnuje do svých analýz. Tabulka 1 uvádí fyzikálně geometrické charakteristiky povodí k uzávěrovému profilu Bílý Potok.

Tab. 1: Fyzikálně geometrické charakteristiky povodí Smědé, UP Bílý Potok

Charakteristika	Jednotka	Hodnota
Plocha povodí	(km^2)	26,58
Délka údolnice	(km)	13,3
Sklon údolnice	(%)	6,9
Nadmořská výška	(m n. m.)	403–990
Střední šířka povodí	(km)	1,96
Sklon povodí (Herbst)	(%)	22,2

Tabulka 2 poskytuje základní hydrologické poměry povodí Smědé v podobě průměrných ročních úhrnů srážek a odtoků a N-letých průtoků.

Tab. 2: Hydrologické poměry povodí Smědé, uzávěrový profil Bílý Potok (ČHMÚ)

Povodí Smědé	Roční úhrny (mm)		N-leté průtoky ($m^3 \cdot s^{-1}$)						
	srážky	odtok	Q_1	Q_2	Q_5	Q_{10}	Q_{20}	Q_{50}	Q_{100}
Bílý potok	1426	1116	21	33	54	74	97	132	162

Ve stručném přehledu uvádíme základní geologické, půdní, vegetační a hospodářské údaje této části Jizerských hor ve vztahu k důsledkům významných srážko-odtokových událostí. Z hlediska poškozování území zvýšeným povrchovým odtokem a následnými erozními procesy, pokládáme za důležité zdůraznit zejména následující údaje:

- Geologický podklad jizerského masivu tvoří biotická, hrubě zrnitá, nebo porfyrická žula, snadno podléhající zvětrávání a úlomkovitě se drobící na jemné frakce.
- Nejčastějším půdním druhem jsou mělké, lehké, hrubě zrnité hlinito-písčité půdy typu rašelinných horských podzolů, rašelinných půd, na příkrých svazích pak kamenné sutě.
- Nepříznivá struktura i textura půd a měkkost půdního profilu spolu s nedostatkem humusu umožňují snadnou erodovatelnost půd.
- Četnost a amplituda srážkových extrémů řadí Jizerské hory mezi nejexponovanější oblasti ve středoevropském měřítku (nejvyšší krátkodobý úhrn 69 mm za 15 min, nejvyšší denní úhrn v r. 1877: 345 mm ve stanici Nová Louka – rekordní údaje v ČR).
- Značné sklony území (až 30–50 %) a délky svahů (400–1000 m) umožňují plošné eroze na výmolovou až stržovou formu.
- V Jizerských horách se vyskytují i tzv. mury, nazývané také hlinito-kamenné přívalové proudy nebo bloko-bahenní proudy. Je to rychlý pohyb horninových hmot ve viskózním stavu, kde jsou vedle jemnozrnného materiálu i úlomky a bloky skalního podloží. Způsobují změnu reliéfu a vznikají hlavně po intenzivních přívalových srážkách na svazích o sklonu minimálně 30°. Intenzivní srážky v srpnu 2010 na severních svazích Smědavské hory způsobily utržení několika zemních sesuvů.
- Účinky imisí, abiotických i biotických kalamit vyvolaly v 70. až 80. letech zvýšenou těžbu a negativní důsledky s ní související (rýhy po přibližování a odvozu dřevní hmoty). To vyvolává dříve neznámé formy „antropogenní eroze“ se zintenzivněním prioritních cest soustředěného povrchového odtoku, vytvářejících erozní rýhy nepravidelného profilu o šířce 3–4 m a hloubce i přes 1 m.
- Imisemi oslabené porosty byly pak méně odolné vůči biotickým škůdcům i abiotickým vlivům. Kalamitní přemnožení obaleče modřínového (1979) a kůrovce smrkového (1984) způsobilo následné škody na lesních porostech. Z abiotických činitelů je možno jmenovat pravidelné větrné smrště, působící polomy, v zimních obdobích sněhové polomy. Tyto škody se nejvýrazněji projevily na mělce kořenících smrkových monokulturách.

Porosty na povodí Smědé tvoří převážně smrky (80–90 %), dále buky a javory (až 15 %), na rašelině se vyskytuje kosodřevina a kleč, v mlazinách jsou roztroušeně bříza a jeřáb. Nová výsadba však intenzivně pokračuje, takže holiny, na kterých po odlesnění vyrůstaly bylinné porosty třtiny chloupkaté, jsou postupně osazovány. Druhová skladba dřevin je však jiná, odolnější vůči kalamitám, s lepší funkcí lesů protierozních a infiltračních.

V případě dešťových souborů srážko-odtokových epizod je pro použití simulace modelem KINFIL důležité správně určit hodnoty odtokových křivek „CurveNumbers" CN (US SCS, 1992) pro nasycené předchozí vláhové podmínky (PVP II) jako výchozí hodnoty dalších parametrů (CN_A, CN_{VOL}) a následně hydraulickou vodivost K_S a sorptivitu S (při polní vodní kapacitě PVK). Hodnoty CN a tím i hodnoty potenciální retence vrchní aktivní půdní zóny jsou ovlivňovány hospodářským využitím pozemků, které jsou převážně zalesněné. Lesní hydrologické podmínky ovlivňují zejména intercepci, infiltraci a akumulaci vody v pokryvné vrstvě lesní půdy (humozní hrabanka). Podle hloubky hrabanky (HH od 0 do 15 cm) a třídy jeho ulehlosti (TU) se stanoví třída lesních hydrologických podmínek (TLHP). Pro tyto hodnoty TLHP byla podle hydrologických skupin půd odvozena průměrná čísla odtokových křivek CN.

Průměrná hodnota zastoupení zrn I. kategorie je 25–30 %, kde v třídě I (oglejené a rašelinné půdy – 3P-d) dosahuje hydraulická vodivost K_S hodnot do 10 mm hod^{-1}. Vzhledem ke třídě ulehlosti humusu TU = 1 (hl. do 5 cm) je možno zařadit zalesněný povrch povodí do třídy hydraulických podmínek TLHP = 2 a následné CN pro skupinu půd C, CN_{II} = 79, pro B – CN_{II} = 69.

Tab. 3: Zastoupení pozemků na povodí Smědé, UP Bílý Potok

Zastoupení	% plochy	HSP (hydrol. skupina půd)	Vážený průměr CN hodnot
Lesy	88	70 % C 18 % B	0,70 · 79 = 55,3 0,18 · 69 = 12,4
Pastviny (holiny)	7	7 % C	0,07 · 79 = 5,5
Orná půda	3	3 % B	0,03 · 79 = 2,4
Zastavěno	2	2 % –	0,02 · 98 = 1,9
CELKEM	**100**	100 %	**CN_{II} = 77,0 (zaokrouhleno)** **CN_{III} = 89,0**

Tab. 3 je přehlednou evidencí čísel hodnot odtokových křivek. Pro **kalibraci parametrů** modelu je třeba především vybrat charakteristické páry srážko-odtokových epizod tak, aby deště byly krátké a vydatné, povodí předem nasycené předchozím deštěm, aby co nejdříve došlo ke kulminaci průtoku. Znamená to, že epizoda by měla být nejlépe na III. kategorii platnosti CN křivek (tj. nízké hodnoty hydraulické vodivosti a sorptivity). Ke kalibraci byly vybrány epizody, jejichž charakteristiky jsou uvedeny v Tab. 5.

Tab. 4: Vybrané srážko-odtokové epizody (KINFIL) na povodí Smědé (kalibrace)

Číslo epizody	Datum (začátek) epizody	i_{max} mm · h^{-1}	H_s mm	H_{s5} mm	Q_{max} $m^3 \cdot s^{-1}$
02	10/08/1964	11,8	150,3	26,2	46,60
03	01/07/1971	10,1	77,3	50,5	33,75
04	20/06/1977	12,4	37,7	37,0	37,89

Proměnná i_{max} v Tab. 4 je nejvyšší intenzita deště, H_s výška deště, H_{s5} součet předchozích dešťů za 5 dnů před začátkem epizody a Q_{max} kulminační průtok. U vybraných kalibračních epizod jsme si byli vědomi, že delší doba (35–45 let) uplynulá mezi kalibračním a validačním obdobím u modelu KINFIL do jisté míry změnila stav využití pozemků (land use) na povodí Smědé. Hodnocení simulace pro kalibraci parametrů modelu KINFIL ukazuje Tab. 5.

Tab. 5: Hodnocení simulace vybraných epizod pro kalibraci parametrů na povodí Smědé

Číslo epizody	Datum (začátek) epizody	Měřené $Q_{max}(m^3 \cdot s^{-1})$	Vypočtené $QC_{max}(m^3 \cdot s^{-1})$	Rozdíl kulminace (%)	Nash-Sutcliffův koeficient (–)
02	10/08/1964	46,60	38,17	-18,01	0,52
03	01/07/1971	33,75	40,22	19,17	0,62
04	20/06/1977	37,89	35,45	3,14	0,99

Kritéria kalibrace jsou přijatelná, rozdíly v kulminacích měřených a vypočtených hydrogramů i Nash-Sutcliffův koeficient shody na solidní úrovni podle kritérií WMO (1984) pouze v případě epizody 04.

Pro výběr **validačních epizod** jsme se zaměřili na epizody nedávné, od roku 2008, které poskytuje Tab.6, udávající objemy efektivních dešťů (tj. objemy odtoku) jednotlivých srážkoměrných stanic.

Tab. 6: Vybrané srážko-odtokové epizody na povodí Smědé (validace)

Číslo epizody	Začátek epizody	Konec epizody	Doba trvání (hod) epizody	Objem efektivních dešťů (mm) (=přímého odtoku)			
				Bílý Potok	Hejnice	Nové Město p. Smrkem	Višňová
1	29.10.2008 1:00	31.10.2008 11:00	59	27,7	55,2	55,4	47,5
2	24.6.2009 17:00	25.6.2009 20:00	29	15,5	15,3	29	14,1
3	2.6.2010 8:00	4.6.2010 18:00	59	38,1	61,8	56,5	30,8
4	23.7.2010 22:00	25.7.2010 12:00	39	28,7	55,8	58,4	44,6
5	6.8.2010 14:00	8.8.2010 23:00	58	134,8	268,6	165,3	108,4
6	14.8.2010 0:00	14.8.2010 20:00	21	14,5	24,3	22,0	27,2

Další tabulka (tab. 7) uvádí úhrny předchozích srážek, index předchozího nasycení API_{30} a třídu nasycení (II–III) pro jednotlivé epizody. Epizodní objemové hodnoty CN a objem retenční zóny poskytuje Tab. 8.

Tab.7: Stav nasycení povodí 30 dní před začátkem epizody

Číslo epizody	Začátek epizody	Úhrn srážek 30 dní před začátkem epizody (mm)			API_{30} (mm)	Třída nasycení
		Hejnice	Nové Město	Váž. průměr		
váha		0,830	0,170	1		
1	29. 10. 2008	84,2	94,5	86,0	79,9	II
2	24. 6. 2009	195,4	226,1	200,6	186,6	III
3	2. 6. 2010	144,8	150,8	145,8	135,6	III
4	23. 7. 2010	88,9	97,3	90,3	84,0	II
5	6. 8. 2010	164,0	175,2	165,9	154,3	III
6	14.8.2010	480,0	383,0	463,5	431,0	III

Tab. 8: Srážko-odtokové výšky epizod a objemové CN_{vol}

Číslo epizody	Začátek epizody	Srážky P (mm)	Odtok Q (mm)	Objem retenční zóny A (mm)	Objemová hodnota CN_{vol} (–)
1	29. 10. 2008	54,6	26,3	37,3	87,2
2	24. 6. 2009	21,1	15,7	5,4	97,9
3	2. 6. 2010	44,8	38,6	5,7	97,8
4	23. 7. 2010	79,1	29,1	76,3	76,9
5	6. 8. 2010	199,7	136,8	63,5	80,0
6	14. 8. 2010	22,2	14,7	8,1	96,9

Objemové hodnoty CN_{vol} křivek a hodnoty objemů retenční zóny jsou vypočteny z objemů srážek a odtoků dle známé metodiky (US SCS, 1996):

$$CN_{vol} = \frac{25400}{A + 254}$$

(1)

$$A = 5P + 10SQ - 5SQ\sqrt{\frac{5P}{SQ} + 4}$$

(2)

kde

CN_{vol} objemová hodnota CN (–)

A retence povodí (mm, viz US SCS, 1992)

P příčinná srážka (mm)

Q přímý odtok (mm)

Tab. 9: Hydrologická bilance povodí 30 dní před začátkem epizody $(P=AE+O+\Delta W)$

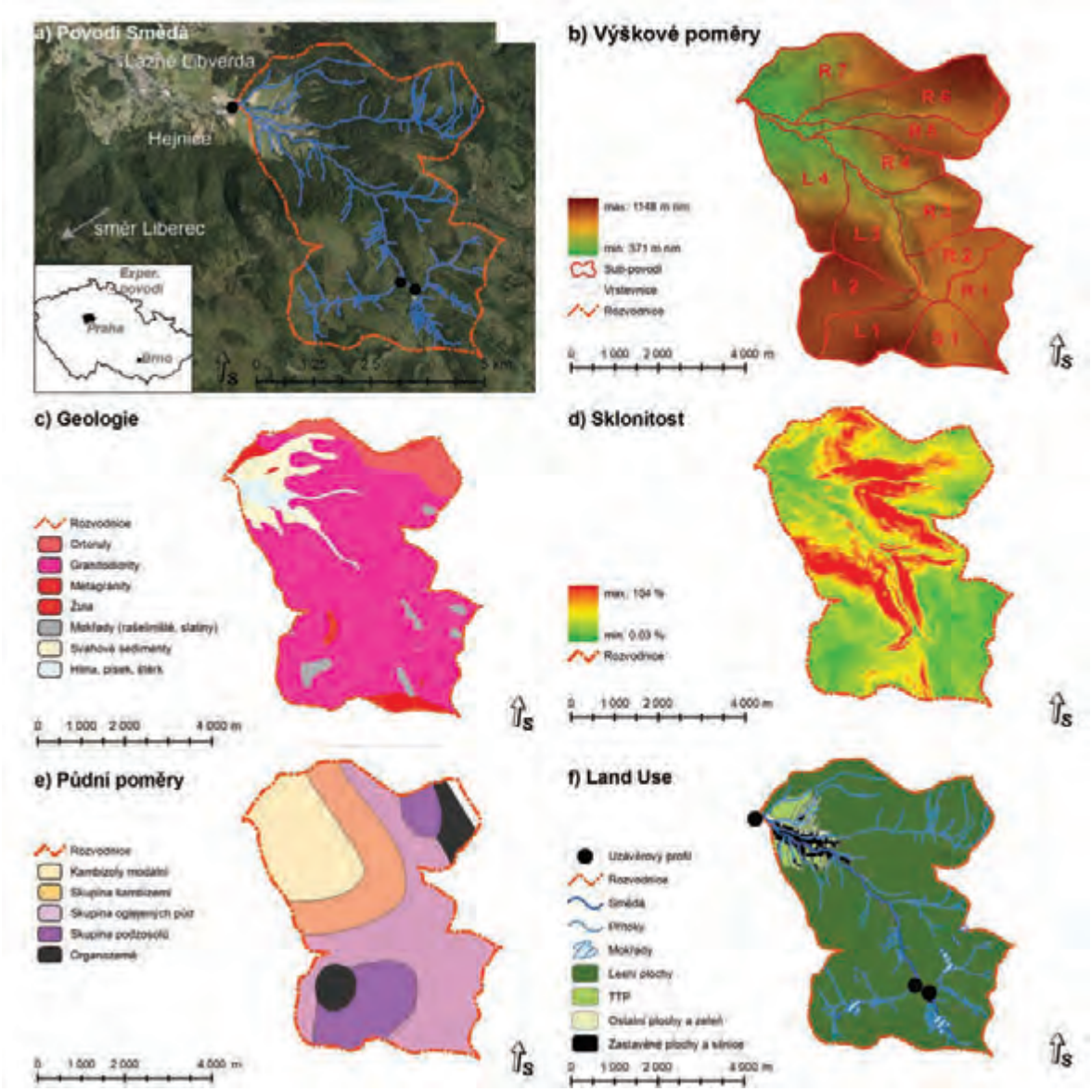
Číslo epizody	Začátek epizody	P	AE	SQ	ΔW	Vol. CN	API_{30}	Třída nasycení
		Srážky	Aktuální výpar	Odtok	Diference	(P-O)		
	(datum)	(mm)	(mm)	(mm)	(mm)	(–)	(mm)	(–)
1	29.10.2008	86,0	38,2	22,5	+25,3	87	79,9	II
2	24.6.2009	96,1	19,8	39,9	+36,4	98	186,6	III
3	2.6.2010	145,7	57,4	40,4	+47,9	98	135,6	III
4	23.7.2010	90,3	28,3	18,6	+43,4	77	84,0	II
5	6.8.2010	123,8	73,6	49,1	+1,1	80	154,3	III
6	14.8.2010	121,3	45,1	52,7;	+23,5	97	431,0	III

Před epizodami použitými pro validaci byly v délce 30 dnů (před začátkem každé epizody) vypočítány hodnoty členů bilanční rovnice (viz tab. 11) modelem WBCM-5 Water balance conceptual model (Kovář et al. 2004) a z nich určeny třídy nasycení vodou. Současně byly také vypočteny hodnoty indexů předchozích srážek (30 dnů) API_{30}.

2.2 Mapové materiály GIS povodí Smědé (profil Bílý Potok)

V předložené studii byly využity nástroje GIS pro vytvoření digitálního modelu terénu, hydrologických skupin půd, hospodářského využití pozemků a rozdělení řešeného povodí Smědé na subpovodí. Použitými softwarovými prostředky byly produkty ArcGIS 9.3 s rozšířením SpatialAnalyst. Výchozími materiály byly rastr základní mapy 1 : 10 000 (ZABAGED II), digitální mapa BPEJ a systém HEIS. Výslednými produkty jsou mapy na obr. 1: Hlavní charakteristiky povodí Smědé obsahující: a) ortofotomapu, b) výškové poměry, c) geologické poměry, d) sklonitost, e) půdní poměry a f) využití pozemků.

Syntetickým geografickým produktem je mapa obsahující hydrologické informace, vyžadované modelem KINFIL. Tyto informace jsou obsahem tab. 10, která popisuje geometrickou schematizaci subpovodí včetně využití pozemků. Tabulka poskytuje systém číslování subpovodí směrem od rozvodnice k uzávěrovému profilu s rozlišením horního segmentu (S) a desek levé (L) a pravé (R) strany toku Smědé.



Obr. 1: Hlavní charakteristiky povodí Smědé

Obr. 2: Povodí Smědé (BP) – rozdělení na subpovodí

Tab. 10: Schematizace povodí Smědé

Kaskáda/ subpovodí	Plocha (km^2)	Délka povodí (km)	Deska	Plocha (km^2)	Prům. šířka (km)	Délka (km)	Sklon (-)	TTP (%)	Les (%)	Ostatní plocha (%)	Zast. plocha (%)
S1	1,64	1,86	S 11	1,12	0,88	1,26	0,178	0,00	99,30	0,00	0,70
			S 12	0,53		0,60	0,114	0,00	94,60	0,00	5,40
R1	1,84	1,35	R 1	1,84	1,36	1,35	0,070	0,00	99,60	0,00	0,40
R2	1,44	0,75	R 21	0,96	1,93	0,50	0,097	0,00	99,60	0,00	0,40
			R 22	0,48		0,25	0,204	0,00	99,90	0,00	0,10
R3	1,99	1,80	R 31	1,08	1,10	0,98	0,213	0,00	100,00	0,00	0,00
			R 32	0,91		0,83	0,394	0,00	99,90	0,00	0,10
R4	1,91	1,75	R 41	0,97	1,09	0,89	0,243	0,80	91,50	0,00	7,80
			R 42	0,95		0,87	0,424	0,00	100,00	0,00	0,00
R5	1,79	0,78	R 51	0,10	2,29	0,05	0,119	0,00	100,00	0,00	0,00
			R 52	0,41		0,18	0,216	0,00	100,00	0,00	0,00
			R 53	1,27		0,56	0,269	1,10	81,10	1,70	16,10
R6	3,3	1,49	R 61	0,50	2,22	0,23	0,156	0,00	100,00	0,00	0,00
			R 62	1,33		0,60	0,218	0,00	100,00	0,00	0,00
			R 63	1,47		0,66	0,380	0,65	93,75	3,06	2,54
R7	3,46	3,50	R 71	0,40	0,99	0,41	0,180	0,00	100,00	0,00	0,00
			R 72	1,68		1,70	0,317	2,90	95,40	1,70	0,00
			R 73	1,38		1,40	0,147	34,70	42,50	15,00	7,80
L1	1,79	1,18	L 11	0,62	1,51	0,41	0,193	0,00	100,00	0,00	0,00
			L 12	1,17		0,77	0,147	0,00	99,70	0,00	0,30
L2	2,25	1,23	L 21	1,34	1,83	0,73	0,086	0,00	100,00	0,00	0,00
			L 22	0,91		0,50	0,154	0,00	99,93	0,00	0,07
L3	2,33	1,48	L 31	0,36	1,58	0,23	0,157	0,00	100,00	0,00	0,00

Kaskáda/ subpovodí	Plocha (km^2)	Délka povodí (km)	Deska	Plocha (km^2)	Prům. šířka (km)	Délka (km)	Sklon (-)	TTP (%)	Les (%)	Ostatní plocha (%)	Zast. plocha (%)
			L 32	1,61		1,02	0,415	0,00	98,40	0,00	1,60
			L 33	0,36		0,23	0,273	0,00	94,60	0,00	5,40
L4	2,75	2,67	L 41	0,23	1,03	0,23	0,171	0,00	100,00	0,00	0,00
			L 42	1,03		1,00	0,403	0,00	100,00	0,00	0,00
			L 43	1,49		1,45	0,164	24,70	52,00	2,00	21,30

2.3 Model KINFIL

Model KINFIL je založen na kombinaci teorie infiltrace Greena a Ampta se zavedením koncepce doby výtopy Morel-Seytouxe (Morel-Seytoux a Verdin, 1981) a transformace přímého odtoku kinematickou vlnou (Kibler, Woolhiser, 1970; Beven, 1979; Singh, 1996).

Úkolem infiltrační části modelu je určení parametrů nasycené hydraulické vodivosti K_s a retenčního součinitele sacího tlaku S_f (při stavu polní vodní kapacity – PVK). Řešením bylo využití dříve odvozených vztahů mezi těmito parametry a hodnotami čísel odtokových křivek CN (US SCS, 1986). Indexové hodnoty CN korespondují s konceptuálními hodnotami půdních parametrů K_s a S_f (PVK): CN = f (K_s, S_f). Druhým komponentem modelu KINFIL je transformace přímého odtoku. Rovnice popisuje neustálený pohyb, aproximovaný kinematickou vlnou. Kinematická rovnice byla převedena do tvaru konečných diferencí a řešena explicitním numerickým schématem Laxe-Wendroffa (Lax, Wendroff, 1960). Pro praktické řešení je povodí geometrizováno rozdělením do dvou komponent: kaskády desek a konvergentních segmentů tak, aby simulace procesu odtoku odpovídala topografickým plochám povodí.

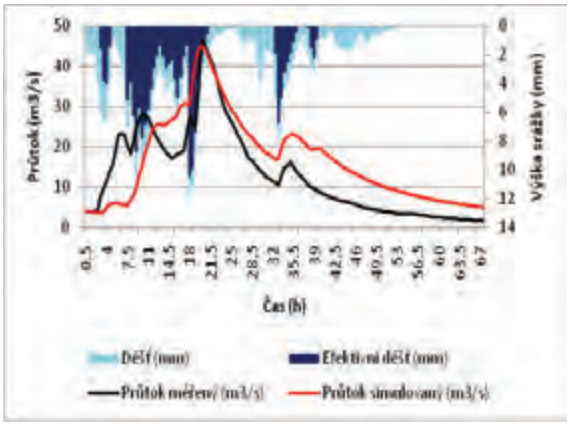
2.4 Model MANS

Vstupem neuronové sítě v dané aplikaci je krátká historie hodinových srážek a průtoků, na základě které se predikuje průtok v následující hodině – výstup sítě. Z experimentů vyplynulo, že dvou a tříhodinová historie je zcela postačující pro dobrou predikci. Jelikož naším cílem je minimalizovat počet volných parametrů, tedy velikost sítě, používáme v dalším sítě s dvouhodinovou historií průtoků a srážek. Posledním parametrem byl počet skrytých vrstev a jednotek v nich, kterou jsme se opět snažili nastavit co nejmenší s ohledem na minimalizaci počtu volných parametrů. Potvrdila se empirická znalost, že i když jedna skrytá vrstva je teoreticky dostačující k aproximaci jakékoliv spojité funkce, v praxi se často dosáhne menšího celkového množství jednotek použitím více (dvou) vrstev s menším počtem jednotek (Neruda et al., 2005). V našich experimentech tedy pracujeme s architekturou sítě se 4 vstupními jednotkami, jednou výstupní jednotkou a dvěma skrytými vrstvami s 8 a 5 neurony.

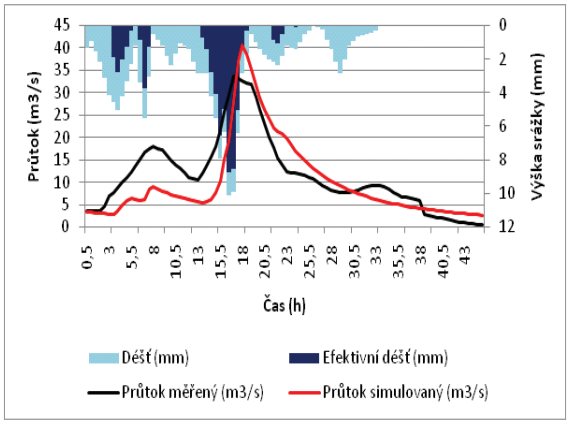
Výsledky

3.1 Výsledky kalibrací modelem KINFIL

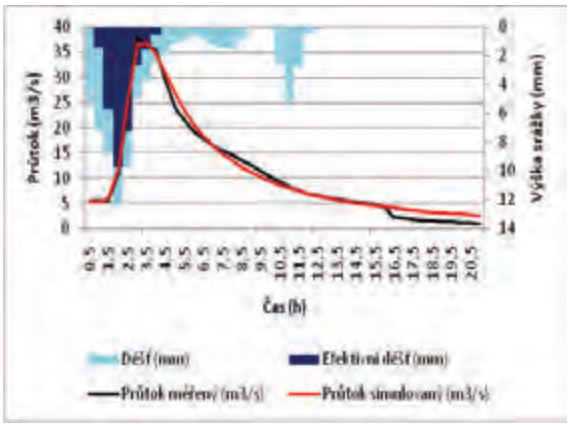
Data pro kalibraci parametrů modelu KINFIL obsahuje Tab. 5, výsledky 3 použitých simulací hydrogramů tímto modelem pak Obr.3 až Obr.5.



Obr. 3: Kalibrace KINFIL Smědá 02 (10. 8.–12. 8. 1964)



Obr. 4: Kalibrace KINFIL Smědá 03 (1. 7.–2. 7. 1971)

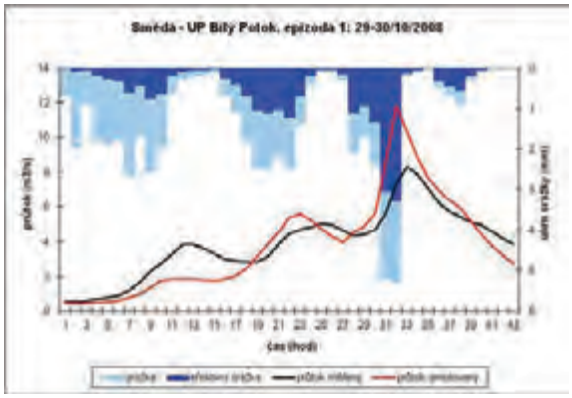


Obr. 5: Kalibrace KINFIL Smědá 04 (20. 6.–21. 6. 1977)

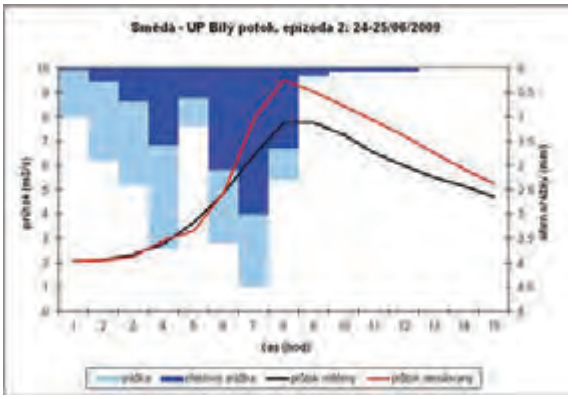
Výsledky kalibrací parametrů modelu KINFIL ukazuje již Tab. 6, kulminace průtoků testovaných hydrogramů jsou v souladu s použitým kriteriálním posouzením (WMO, 1984) pouze v případě epizody 04.

3.2 Validační srážko-odtoková data (profil BP)

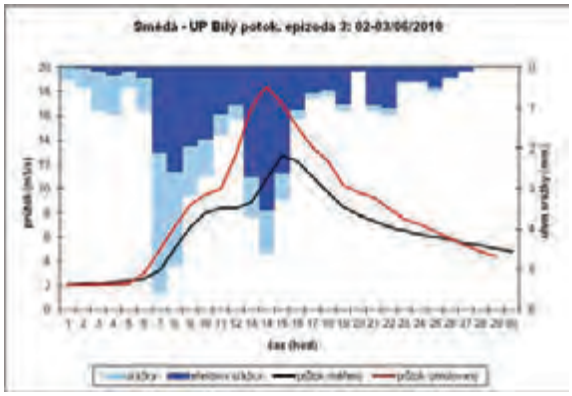
Validované epizody na povodí Smědé byly zpracovány na základě parametrů odvozených kalibrací modelem KINFIL a jsou prezentovány na Obr. 6. až Obr. 10.



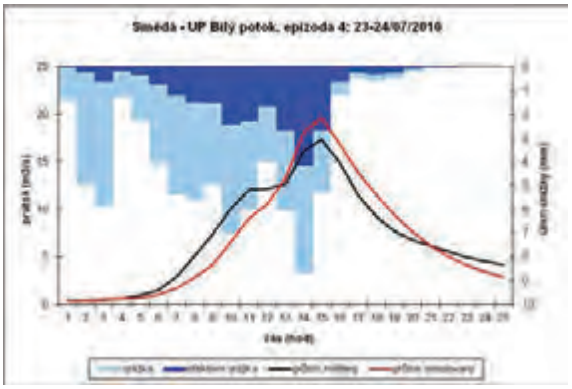
Obr. 6: Validace KINFIL Smědá (29. 10 –31. 10. 2008)



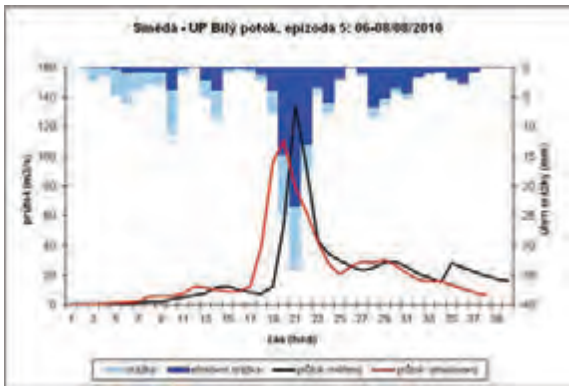
Obr. 7: Validace KINFIL Smědá (24. 6 –25. 6. 2009)



Obr. 8: Validace KINFIL Smědá (2. 6.–4. 6. 2010)



Obr. 9: Validace KINFIL Smědá (23. 7.–25. 7. 2010)



Obr. 10: Validace KINFIL Smědá (6. 8.–8. 8. 2010)

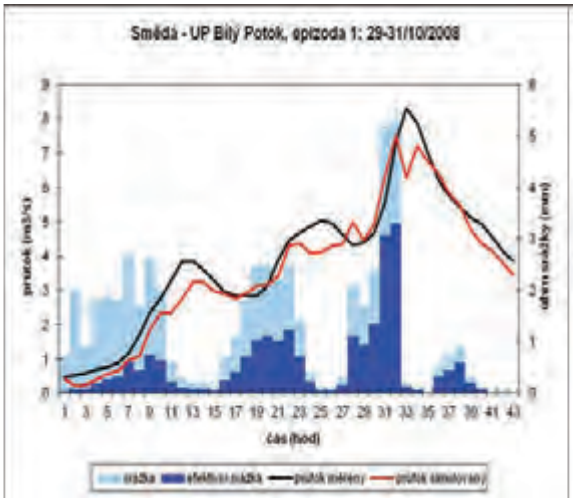
Tab. 11: Výsledky validace (**KINFIL**)

Epizoda	Nash-Sutcliffe koeficient
1 29.–30. 10. 2008	0,61 NE
2 24.–25. 06. 2009	0,77 ANO
3 02.–04. 06. 2010	0,34 NE
4 23.–25. 06. 2010	0,89 ANO
5 06.–08. 08. 2010	0,81 ANO

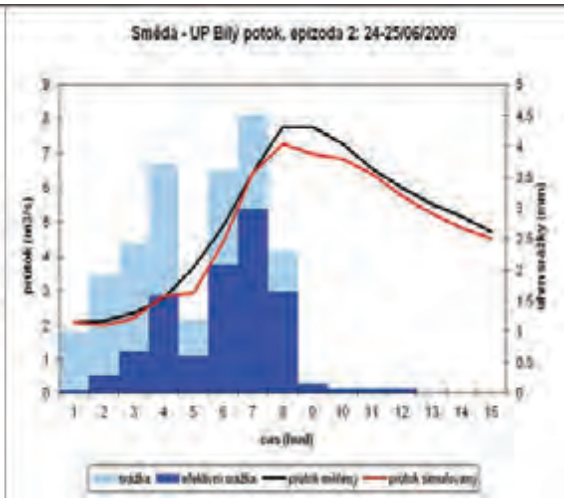
Dle kritérií WMO (World Meteorological Organisation, 1984), která používá tento koeficient pro hodnocení modelů, jsou použitelné simulace s výslednými koeficienty v intervalu 0,75–1.

3.3 Model MANS: Kalibrace a validace

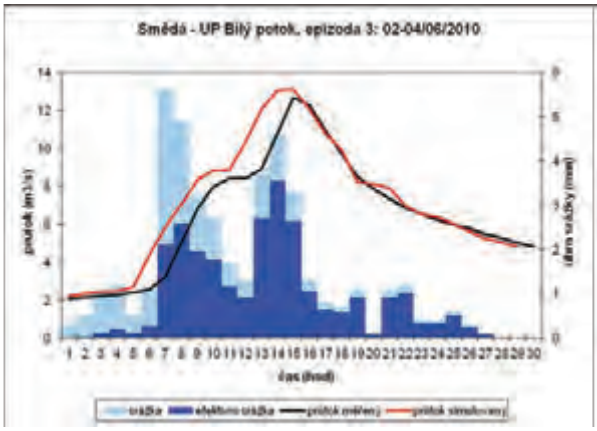
Při experimentech je model vždy kalibrován na 4 epizodách z 5 použitých a validován na páté, která nebyla součástí kalibračních dat. Jelikož hlavním problémem při učení neuronových modelů u tohoto typu dat je tzv. přeučení sítě, byla chyba na validačních datech používána v průběhu učení pro testování generalizace sítě. Dramatický nárůst chyby na validačních datech sloužil jako kritérium pro zastavení učení. Sítě byly učeny metodou zpětného šíření chyby s momentovým členem. Výsledky pěti modelů jsou popsány pomocí Nash-Sutcliffova koeficientu v Tab. 12.



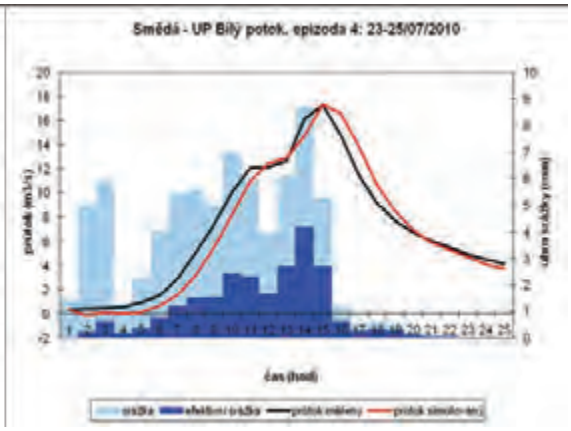
Obr. 11 MANS Smědá (29.–31.10.2008)



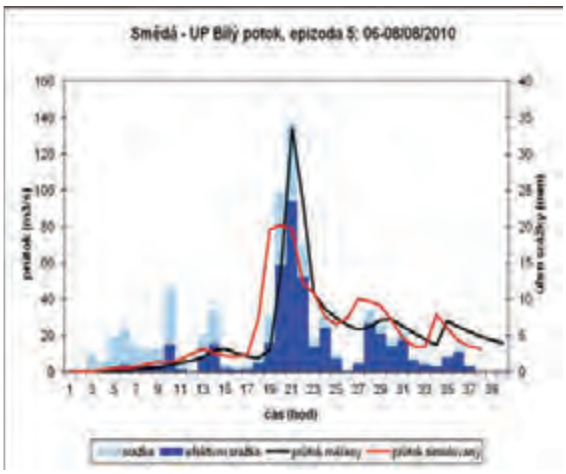
Obr. 12 MANS Smědá (24.–25.6.2009)



Obr. 13 MANS Smědá (2.–4.6. 2010)



Obr. 14 MANS Smědá (23.–25.7.2010)



Obr. 15 MANS Smědá (6.–8.8.2010)

Tab. 12 Výsledky validace pro MLP

Epizoda		Nash-Sutcliffe	
1	29.–31. 10. 2008	0,92	ANO
2	24.–25. 6. 2009	0,96	ANO
3	2.–4. 6. 2010	0,94	ANO
4	23.–25. 7. 2010	0,95	ANO
5	6.–8. 8. 2010	0,75	ANO

Diskuze

Povodí Smědé v Jizerských horách má velmi nelineární průběh srážko-odtokového procesu. Mělké, ale rašelinné půdy jsou málo propustné a srážkové extrémy často způsobují erozi půdy, dokonce půdní sesuvy. Model KINFIL ve verzi odvození parametrů nasycené hydraulické vodivosti K_s a sorptivity S_f (při PVK) jako jednoduchý tříparametrový model (spolu s Manningovou drsností n) se projevil jako ne úplně spolehlivý nástroj simulace extrémních odtoků. Ze tří kalibračních případů jsou odvozené parametry použitelné (viz Tab. 5), ale z pěti validačních epizod jsou jen tři přijatelné (viz Tab. 11).

V průběhu procesu učení neuronových sítí jsme shledali největším problémem přeučování sítě. Zjevná nelinearita dat vyžaduje více jednotek a složitější architekturu sítě, což je ale v konfliktu s požadavkem na větší množství dat pro jednotlivé epizody. Obecně se dá říci, že sítě se dvěma vrstvami a desítkami jednotek mají tendence se učit data z epizod příliš do detailů na úkor vystižení obecných zákonitostí srážko-odtokových vztahů. Proto bylo nutné parametry sítě (velikost, počet vrstev, počet epizod učení) volit podle výsledků na validační množině. Cílové modely tedy dosahují lepších validačních výsledků než při kalibraci.

Závěry

Srážko-odtokové procesy v povodí Smědé jsou nesporně obtížně kalibrovatelné, zejména v modelu s malým počtem parametrů. Obecně je použitý model KINFIL 2D model fyzikálně založený, čtyřparametrový (2 parametry infiltrační a 2 transformační kinematickou vlnou). Byla zde však vyzkoušena verze odtokových křivek CN, kdy z této hodnoty byly odvozeny hodnoty dvou parametrů, tj. K_s *a* S_f. Takže čtyřparametrová verze byla redukována na tříparametrovou. Simulaci by zřejmě také pomohlo vybrat novější kalibrační epizody (nikoliv z 60. a 70. let minulého století). Předpokládáme také, že zlepšení by přineslo přímé měření hydraulických parametrů půdy geostatistickými metodami, namísto aplikace CN metody k odvození obou infiltračních parametrů. Tato metoda je však velice pracná.

Ukázalo se, že modely neuronových sítí lze do jisté míry použít na lokální modelování extrémních srážko-odtokových vztahů s výsledky srovnatelnými s hydrologickými modely. Použití neuronových sítí sebou nese několik problémů, které je nutné brát v úvahu. Předně, statistická významnost extrémních jevů si vynucuje kalibraci specificky na datech, kde se tyto epizody skutečně vyskytují. Z našich předchozích zkušeností vyplývá, že tato strategie vede k lepším modelům. Dat z extrémních událostí je ale relativně málo vzhledem k vysoce nelineární podstatě problému. Musíme tedy řešit rozpor mezi úměrnou velikostí architektury schopné daný vztah zachytit, která následně ovlivňuje potřebné množství volných parametrů, a mezi relativně malým množstvím kalibračních dat. Při zjednodušené aplikaci neuronových modelů tak typicky dostaneme přeučenou síť, která sice věrně popisuje kalibrační data, ale dosahuje špatné generalizace. Tento problém lze zmenšit zahrnutím časté validace v průběhu učení a včasného zastavení konvergence učícího algoritmu tak, aby nedošlo k přeučení. V budoucnu by bylo vhodné tento problém dále studovat a experimentovat s dalšími možnostmi prevence přeučení, například použitím „ansambles“ neuronových modelů.

Poděkování

Autoři oceňují finanční pomoc výzkumného projektu TAČR TA02020402 „Optimalizace vodního režimu krajiny ke snižování dopadů hydrologických extrémů“ při zpracování článku.

Literatura

BĚLSKÝ, J., 1999: Lesnicko-technické meliorace a hrazení bystřin. In: Zpráva o stavu lesního hospodářství (1994–1999).

BEVEN, K. J., 1979: On the Generalized Kinematic Routing Method. Water Res. Research. Vol. 15, No. 5, 1238–1242.

BEVEN, K. J., 2006: Rainfall-Runoff Modelling. The Primer. John Wiley&Sons, Chichester, U.K.

ČAMROVÁ, L., JÍLKOVÁ, J., 2006: Povodňové škody a nástroje k jejich snížení. IEEP, VŠE v Praze, ISBN 80-86684-35-0.

KIBLER, D. F., WOOLHISER, D. A., 1970: The kinematic cascade as a hydrologic model. Hydrology Paper No. 39, Colorado State University, USA.

KOVÁŘ, P., 1992: Possibilities of design floods assessment using model KINFIL. Journal of Hydrology and Hydromechanics (Vodohospodářský časopis) Vol. 40, No. 2, 197–220.

KOVÁŘ, P., CUDLÍN, P., ŠAFÁŘ, J., 2004: Simulation of hydrological balance on experimental catchment Všeminka and Dřevnice in the extreme periods 1992 and 1997. Plant, Soil and Environment 50 (11), 478–483.

KOVÁŘ, P., KŘOVÁK, F., 2002: Hrazení bystřin, skriptum FLE ČZU Praha, ISBN 80-2013-0888-5.

KULHAVÝ, Z., KOVÁŘ P., 2000: Využití modelů hydrologické bilance pro malá povodí. Publ. VÚMOP Praha, ISBN 1211-3972, 123 str.

LAX, P. D., WENDROFF, B., 1960: Systems of conservation laws. Communications on Pure and Applied Mathematics, 13: 217–237.

LIPPMANN, R., P., 1987: An introduction to computing with neural nets. IEEE ASSP Magazine, 4:4–22.

MOREL-SEYTOUX, H. J., VERDIN, J. P., 1981: ExtensionoftheSoilConservationServiceRainfa ll-RunoffMethodologyforUngaugedWatersheds, Colorado State University.

NASH, J.E., SUTTCLIFE, J.V., 1970: River flow forecasting through conceptual models. Part I, A discussion on principles, Journal of Hydrology 10 (1970) 282–290.

NERUDA, M., NERUDA, R., KUDOVÁ, P., 2005: Forecasting Runoff with Artificial Neural Networks. Progress in Surface and Subsurface Water Studies at Plot and Small Basin Scale. Paris: UNESCO, 2005 - (Maraga, F.), 65–69.

PONCE, V. M., HAWKINS, R. H., 1996: Runoff curve number: Has it reached maturity? Journal of Hydrologic Engineering, Vol. 1, No. 1, ASCE, 11–19.

RUMELHART, D., E., MCCLELLAND, J., L., 1986: Parallel Distributed Processing: Explorations in the Microstructure of Cognition I&II. MIT Press. Cambridge MA.

SINGH, V. P., 1996: Kinematic Wave Modelling in Water Resources: Surface Water Hydrology. John Wiley&Sons, New York.

US SCS, 1992: Soil Conservation. Program Methodology. Chapter 6.12: Runoff Curve Numbers, USA (13 pp.).

US SCS, 1986: Urban Hydrology for Small Watersheds. Technical Release 55 (updated), USA.

WMO, 1984: Commission for Hydrology, Abridged Final Report of the Seventh Session (Geneva, 27 August – 7 September 1984).

HYDROLOGICKÁ REKULTIVACE LOMU MEDARD NA SOKOLOVSKU

HYDROLOGICAL RECLAMATION OF THE OPEN COALMINE MEDARD IN SOKOLOV

Karel KOTOUS, Petr VRÁBLÍK

FŽP UJEP, Králova výšina 3132/7, 400 96 Ústí nad Labem,
petr.vrablik@ujep.cz

Abstrakt

Tento článek si klade za cíl popsat technologický postup prací použitých během rekultivace lomu Medard na Sokolovsku. První část práce obsahuje souhrn ukončených, rozpracovaných a plánovaných rekultivačních prací po těžbě hnědého uhlí na Sokolovsku k 31. 12. 2012. Následuje popis technologie prací připravující lom Medard na zatopení. V závěru práce je nastíněna problematika abrazních účinků vln.

Abstract

This thesis aims to describe the technological process used during the reclamation works at Medard in Sokolov. The first part includes a description and definition of the reclamation work along with examples of each type. This is followed by a description of Sokolovská uhelná, successor in title, Inc. company's history, as well as the history of mining at Medardand subsequently a description of the technologies required in preparing the Medard quarry for flooding. The conclusion contains potential future possibilities involving the use of the projected Lake Medard.

Klíčová slova: *těžba uhlí, rekultivace, hydrologická rekultivace, jezero Medard, Sokolovsko, revitalizace.*

Keywords: coal *mining, reclamation, hydrological reclamation, Lake Medard, Sokolov, revitalization.*

Úvod

Těžba uhlí i jeho zpracování na ušlechtilé formy energií jsou provázeny také negativními vlivy na životní prostředí. Těžbou uhlí je deformována krajina, zpracovatelská část zatěžuje životní prostředí emisemi znečišťujících látek vypouštěných do ovzduší a vody. Nedílnou součástí aktivit společnosti Sokolovská uhelná, právní nástupce, a.s. je minimalizace těchto negativních vlivů. (FROUZ a kol., 2007)

V širším pojetí je chápán pojem rekultivace jako aktivní obnova půdního fondu. Jedná se o sledovaný proces obnovy krajiny, která byla poškozená těžbou nerostných surovin nebo jinou průmyslovou činností. (VRÁBLÍKOVÁ a kol., 2011)

Koncepce rekultivací již desítky let vychází z přesvědčení, že našim následovníkům nejvíce prospěje, bude-li krajina nejen pěkná na pohled a současně i ekologicky hodnotná, ale bude-li i vhodným místem pro bydlení i odpočinek. Proto se většina výsypek zalesňuje, proto ve vytěžených prostorech vznikají přednostně jezera. A protože lidí přibývá a jejich nároky rostou, tak lesy a jezera doplňují i rekultivace zemědělské. (ŠTÝS, 2010)

Hydrologické rekultivace představují úpravy území a objektů po těžbě surovin, vhodných pro vznik a trvalou existenci vodní plochy. Do této kategorie se řadí i rekultivace lomu Medard-Libík na Sokolovsku.

Budoucí jezero Medard se nachází v těsné blízkosti obcí Bukovany, Svatava, Citice a měst Habartov a Sokolov (obr.1). Plocha jezera bude 493,44 ha při délce 4 km a šířce 1,5 km. Maximální hloubka jezera bude 50 m. Celková rozloha rekultivovaného zájmového území dosahuje 4 382 ha.

Obr. 1 Pohled na jezero Medard od Habartova

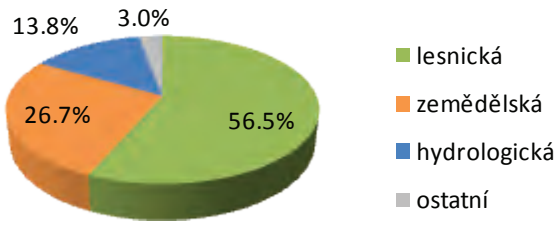
foto Kotous, 2013

Rekultivace na Sokolovsku

Rekultivační činnost na Sokolovsku je prováděna na základě „Generelu rekultivací po těžbě uhlí v okrese Sokolov“, který byl vypracován v roce 1993. Na základě tohoto generelu mají dominantní postavení lesnické rekultivace. Je zde také řešena problematika obnovy vodních ploch a jejich vodohospodářské problémy.

Do konce roku 2012 byly na Sokolovsku ukončeny rekultivace na celkové ploše 4 231 ha. Dominantní postavení z této plochy zaujímají lesnické rekultivace s plochou 2 390 ha. Přibližně čtvrtinu celkové plochy (1131 ha) zaujímají zemědělské rekultivace, po kterých následují rekultivace hydrologické s 600 ha. Nejméně jsou zastoupeny rekultivace ostatní – 125 ha (viz Graf 1).

Z těchto rekultivací bylo 3 631 ha hrazeno z rezervy na sanace a rekultivace a necelých 600 ha bylo hrazeno z finančních prostředků Ministerstva financí ČR. (SU, 2012)

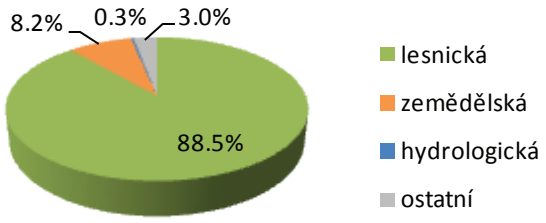


Graf 1 Podíl jednotlivých typů rekultivací ukončených k 31. 12 2012

Kotous, 2013

Rekultivační práce, které ke konci roku 2012 nebyly ukončené, zabírají plochu přibližně 2 180 ha, přičemž nejvíce jsou opět zastoupeny rekultivace lesnické (1 927 ha). Naopak nejméně jsou tentokrát zastoupeny rekultivace hydrologické, s plochou 7 ha. Rozpracované zemědělské rekultivace zaujímají necelých 180 ha a ostatní rekultivace 65 ha (viz Graf 2).

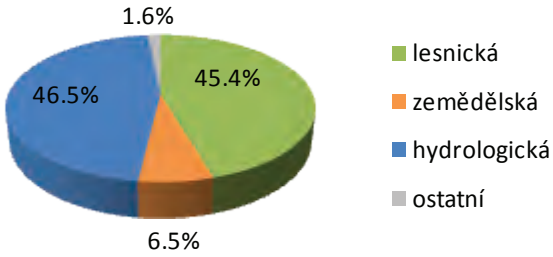
Z těchto rekultivací bylo necelých 500 ha hrazeno z rezervy na sanace a rekultivace a 1 677 ha bylo hrazeno z finančních prostředků Ministerstva financí ČR. V roce 2012 byly zahájeny rekultivace o rozloze 119 ha, které byly hrazeny z rezervy na sanace a rekultivace (SU, 2012).



Graf 2 Podíl jednotlivých typů rekultivací rozpracovaných k 31. 12 2012

Kotous, 2013

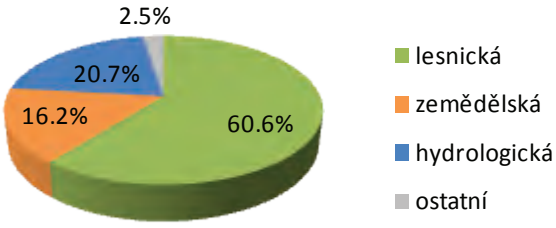
V plánovém podílu jednotlivých typů rekultivací zahajovaných od roku 2013 mají přibližně stejné zastoupení rekultivace lesnické a hydrologické (1 290 ha resp. 1 320 ha). Následuje rekultivace zemědělská se 186 ha a ostatní se 45 ha (viz Graf 3). Výrazný podíl hydrologických rekultivací je zapříčiněn plánovanou rekultivací lomů Jiří a Družba. Lom Jiří je v současné době ještě aktivní a jeho životnost je stanovena do roku 2030. U obou těchto lomů je počítáno s rekultivacemi na ploše přibližně 2 300 ha. A právě rekultivace lomu Medard může sloužit jako case study pro budoucí revitalizaci Sokolovské oblasti.



Graf 3 Plánovaný podíl jednotlivých typů rekultivací k 31. 12 2012

Kotous, 2013

Po ukončení všech rekultivací po těžbě hnědého uhlí na Sokolovsku se předpokládá, že bude zrekultivováno celkem 9 260 ha. Dominantní postavení bude mít lesnická rekultivace s celkovou plochou 5 610 ha. Následují rekultivace hydrologické (1 910 ha) a zemědělské (1 500 ha). Nejméně budou zastoupeny ostatní rekultivace (240 ha). Údaje jsou znázorněny na Grafu 4.



Graf 4 Celkový podíl jednotlivých rekultivací po ukončení těžby hnědého uhlí

Kotous, 2013

Hydrologická rekultivace lomu Medard

Jezero zbytkové jámy lomu Medard – Libík vzniklé zatopením vytěženého prostoru má navrženou hladinu na kótě 400,00 m. n. m. Objem zadržené vody bude 119 850 768 m^3. Plocha zátopy při této kótě je 493,44 ha. Plocha přilehlého povodí je cca 500 ha.

Jezero je navrženo s napouštěním i vypouštěním v jednom místě. Pro napouštění je v současnosti použita voda z řeky Ohře, která bude doplňována srážkovou vodou z povodí jezera. Přítok kyselých důlních vod se projeví zejména na počátku napouštění. Se stoupající hladinou bude jejich množství slábnout.

Jezero se částečně plnilo, jak bylo zmíněno, také důlními vodami, jejichž čerpání ustalo při začátku plnění vodou z Ohře. Množství přítoku důlních vod bylo odhadováno dle čerpaného množství z dolu v minulých letech (viz Tabulka 1).

Tabulka 1. Množství důlních vod čerpaných v období 1995 až 2003

ROK	Odčerpané důlní vody (tis m^3 / rok)
1995	9 770
1996	5 818
1997	5 420
1998	5 823
1999	7 401
2000	5 787
2001	6 543
2002	7 651
2003	9 988

Kotous, 2013

Zbytek vod bylo následně nutné doplnit z řeky Ohře. V Ohři musel být zajištěn, vzhledem k dalším odběrům směrem po toku, min. průtok 6 m^3/s. Průtoky nad tento údaj bylo možné využít pro plnění jezera Medard. Byla udělána optimalizace mezi cenou jímacího objektu a možností plnit jezero i velkými vodami z Ohře a byla určena hltnost jímacího objektu, která činí 7,4 m^3/s. Z čáry překročení průtoků a kapacity jímacího objektu byla vypočtena pravděpodobná doba plnění jezera. Tato doba byla odhadnuta zhruba na 25 měsíců. Nejpomaleji v současnosti probíhá plnění vrchní vrstvy v jezeře, nejenom z důvodu velkého objemu, ale i proto, že plnění lze provádět pouze za vyšších vodních stavů v Ohři (kdy hladina v řece bude výš než hladina v jezeru). Využití menších průtoků, byť se převýší nutný průtok v Ohři (6 m^3/s), je, vzhledem k neexistenci vzdouvacího objektu, nemožné. Cena jezu na Ohři (odhadnutá na cca 30 mil. Kč) je však natolik vysoká, že se prodloužení doby plnění z hlediska finančních možností vyplatí. Navíc vzdouvací objekt by měl svoji funkci pouze při napouštění, při běžném provozu po napuštění jezera již potřeba tohoto objektu nebude tak velká. (VALEČKA 2006)

Po napuštění budou hlavním přítokem srážky spadlé na hladinu jezera a na přilehlé povodí. Úbytek vody se předpokládá pouze výparem. Podle bilančních údajů ČHMÚ srážky této oblasti mírně převyšují výpar a jezero bude v dlouhodobém průměru bilančně aktivní.

Pohyb hladiny, který by způsoboval rozdíl mezi přítokem a výparem v jednotlivých měsících, bude dorovnáván vypouštěním přebytků do řeky Ohře nebo naopak dotováním vodou z této řeky. Kolísání hladiny tak bude velmi malé a nemělo by přesáhnout 20–30 cm.

Součástí prací spojených s hydrologickou rekultivací bylo i opevnění břehové linie a propojení stávajících nebo plánovaných příkopů přes technologickou komunikaci do jezera. Typ opevnění je navržen s ohledem na sklon svahu. Pod úrovní plánované hladiny se nachází tzv. těžké opevnění, které má ochránit svahy proti účinkům vln během postupného plnění jezera. Od hloubky zhruba 5ti metrů, až po těžké opevnění je pro zabezpečení svahů použita geotextilie spolu s hydroosevem. Použití geotextilie a hydroosevu bylo prováděno v pruzích tak, aby bylo zabezpečeno zapojení travního porostu před stoupající hladinou jezera.

Problémy při hydrologické rekultivaci na lomu Medard

Těžba na lomu Medard byla ukončena k datu 31.3.2000, přičemž bohužel nebyla tato lokalita zcela vytěžená. V zemi zůstalo přibližně 1,2 mil. tun uhlí. V roce 2011 bylo zjištěno, že právě tento nevytěžený zbytek uhelné sloje negativně ovlivňuje stabilitu svahu jezera. Proto bylo rozhodnuto o odtěžení tohoto uhlí. Těžba zasáhla plochu cca 12 ha, probíhá pomocí bagrů a bude trvat přibližně do roku 2014. Napouštění jezera však není tímto ohroženo.

V současném období jsou ale velkým problémem na dané rekultivaci abrazní účinky vln. Je zde velká hrozba podemletí břehů. Jejichž stabilita je vypočítaná, jak na období plného napuštění jezera, tak i jeho postupné napouštění.

Je velmi obtížné určit velikost abrazního působení větru na hladině nádrže, které je ovlivněno řadou faktorů:

- parametry vodní plochy (velikost vodní plochy, situování břehu, tvar břehové linie),
- morfologie okolního terénu (hloubka místa pod okolním terénem, závětří nebo exponovaná oblast) spolu s morfologií dna a břehů (odnos rozplavené horniny od paty břehu v návětří a jejich sedimentace v závětří),
- délka (doba) zamrznutí hladiny,
- kolísání výšky hladiny a řada dalších.

Na základě výpočtů, provedených VALEČKOU (2006) k problematice opevnění břehové linie a terénních úprav, byly upraveny břehové linie tak, aby zamezily v nejvyšší možné míře abrazi. Výpočet vycházel z výpočtů B. A. Pyškina a E. G. Kačugina, kteří dlouhodobě vypočítávali abrazi vlivem větrových vln na hladinách vodních nádrží. Teorie E. G. Kačugina byla experimentálně ověřována i na našem území.

Díky těmto výpočtům bylo zjištěno, že nejohroženější břehová linie se nachází u obce Svatava. Výpočty naznačují, že při silném větru by zde mohla vlna dosahovat výšky až 1,8 m. Proto zde byla vybudována ochrana proti vlnám v podobě vlnolamů (Obr.2) chránící před vlnami jak přístaviště, tak pláže.

Obr. 2 Vlnolam u obce Svatava

foto Kotous, 2013

Závěr

Vznikající jezero Medard má potenciál stát se v budoucnu významným ekosystémem v rámci zdejší krajiny (např. poblíž jižních svahů jezera byly vytvořeny„ostrůvky“ pro možnost hnízdění ptactva).

Pokud bude revitalizace celé zájmové oblasti provedena citlivě, bude se jednat v budoucnosti o vyhledávanou lokalitu. Lokalita jezera Medard nabídne celou řadu možností k trávení volného času (cyklostezky, in-line dráha, lanové centrum, lesopark apod.) a to včetně vodního sportovního vyžití a to nejen pro návštěvníky z blízkého okolí (Sokolov, Karlovy Vary, Cheb – dobrá přístupnost po silnici R6), ale také z blízkého Německa.

Seznam literatury

FROUZ, J., PÖPPERL, J., PŘIKRYL, I., ŠTRUDL, J. (2007): *Tvorba nové krajiny na Sokolovsku*, Sokolov, Sokolovská uhelná, právní nástupce, a. s.

KOTOUS, K. (2013): *Hydrologická rekultivace lomu Medard na Sokolovsku*, BP FŽP UJEP, 73 pp.

ŠTÝS, S. (2010): *Globální oteplování a rekultivace.* Mostecké listy č.3/2010, p. 4.

VALEČKA, M. (2006): *Zatopení zbytkové jámy lomu Medard-Libík, 2.stavba-Opevnění břehové linie a terénní úpravy.* Praha, MV Projekt s. r. o.

SOKOLOVSKÁ UHELNÁ, PRÁVNÍ NÁSTUPCE, A. S. (2013):*Výroční zpráva za rok 2012*. Sokolov, Sokolovská uhelná (SU), právní nástupce, a. s.

VRÁBLÍKOVÁ, J. a kol. (2011): *Revitalizace území v severních Čechách*, ISBN 978-80-7414-396-0, 294 pp.

ZNEČIŠTĚNÍ NIVNÍCH SEDIMENTŮ ŘEKY PLOUČNICE V OBLASTI MIMONĚ A ČESKÉ LÍPY RIZIKOVÝMI PRVKY

POLLUTION OF FLOODPLAIN SEDIMENTS OF THE PLOUČNICE RIVER IN THE AREA OF MIMOŇ AND ČESKÁ LÍPA BY RISK ELEMENTS

Lucie MAJEROVÁ[1], Tomáš Matys GRYGAR[1,2], Jitka ELZNICOVÁ[1]

[1] FŽP UJEP, Králova výšina 3132/7, 400 96 Ústí nad Labem, majerova_lucie@ul.cizp.cz, Jitka.Elznicova@ujep.cz
[2] Ústav anorganické chemie AV ČR, v.v.i., 250 68 Řež, grygar@iic.cas.cz

Abstrakt

Vzhledem k těžbě uranu v oblasti Stráže pod Ralskem bylo sledováno ve střední části toku Ploučnice znečištění rizikovými prvky (hlavně Ni, U a Zn). K hodnocení kontaminace byly použity hloubkové profily nivních sedimentů, nikoliv korytových sedimentů jako v případě většiny předchozích publikovaných prací. Antropogenní kontaminace rizikovými prvky byla hodnocena po zjištění místního geogenního (přírodního) pozadí a následného výpočtu míry zvýšení obsahů rizikových prvků nad toto pozadí (faktor nabohacení). Faktory nabohacení jsou nejvhodnějším vyjádřením kvantitativní míry znečištění nivních sedimentů, jejichž hrubost (obsah jemných frakcí jílu a prachu vzhledem k obsahu písku) přirozeně kolísá. Ve sledované oblasti byla potvrzena kontaminace nivy související s těžbou U. V hloubkových profilech byl zjištěn nárůst aktivity ^{226}Ra a obsahu U, Ni a Zn v povrchových vrstvách, klesající s rostoucí vzdáleností od zdroje znečištění. Město Česká Lípa a místní průmyslové podniky kontaminovaly nivu Ploučnice kovy, a to především Pb a Zn.

Abstract

Because there was uranium mining in the area of Stráž pod Ralskem, the risk element pollution (mainly Ni, U and Zn) was analysed in the middle reach of the Ploučnice River. Pollution evaluation was estimated from depth profiles in the floodplain, not from stream sediments as in most already published studies. Anthropogenic pollution by risk elements was evaluated after determination of a local geogenic (natural) backgrounds and a subsequent calculation of the content of risk elements above that background (enrichment factors). The enrichment factors are the most suitable expression of the quantitative pollution level of the floodplain sediments, of which coarseness (the content of clay- and silt-size fractions with respect to sand) is naturally variable. In the studied area the floodplain pollution related to uranium mining was confirmed. In the depth profiles the increased activity of ^{226}Ra and content of U, Ni and Zn in the surface layers was found, that declined with the growing distance from the pollution source. The city of Česká Lípa and its local industrial enterprises contaminated the floodplain of Ploučnice by heavy metals, in particular by Pb and Zn.

Klíčová slova: *nivní sediment, geogenní pozadí, faktor nabohacení, normalizace*

Key words: *floodplain sediment, geogenic background, enrichment factor, normalisation*

Úvod

Většina významných evropských řek, např. Odra v Polsku (Ciszewski et al. 2008), Loira ve Francii (Grosbois et al. 2012) a obecně asi všechny řeky v průmyslově rozvinutých a rozvíjejících se zemích, je zasažena polutanty. Znečištění pochází jak z blízkých místních zdrojů (bodové zdroje), tak ze zdrojů vzdálených (difúzní znečištění, vliv vzdálených bodových zdrojů), dále z mnoha obecných zcela rozptýlených zdrojů, jako je používání hnojiv, spalování uhlí včetně lokálních topenišť, doprava

a mnoho dalších. Řeka Ploučnice není v tomto směru žádnou výjimkou, je významně ovlivněna uranovým průmyslem a dalšími zdroji znečištění. V současné době není dostupná studie zabývající se znečištěním říčního systému Ploučnice produkty uranového průmyslu v záplavových územích řeky Ploučnice, s výjimkou disertační práce Jiřího Kühna (1996) a dvou diplomových prací (Kolář 2004; Hrdoušek 2005). Tyto diplomové práce se zaměřily na korytové sedimenty Ploučnice. Korytové sedimenty (stream sediments) jsou důležitou složkou říčního prostředí a významně se podílejí na ukládání a šíření kontaminantů, ale obecně jsou velmi složité pro interpretaci (Vijver et al. 2008; Faměra et al. 2013).

Předchozí měření radioaktivity (gama aktivity) v nivě Ploučnice byla prováděna od roku 1990 leteckým skenováním (Kühn 1995). Kontaminace gama zářiči byla v přímé souvislosti s těžbou a zpracováním uranu. Pokud jde o rizikové prvky, mezi hlavními zdroji kontaminace nivy řeky Ploučnice jsou jak uranový průmysl, tak místní průmyslové podniky (Kühn 1996). Od konce 60. let probíhala v lokalitě Stráž pod Ralskem těžba uranu hornickým způsobem a kyselým loužením. Až do roku 1989, kdy byla zprovozněna centrální dekontaminační stanice (CDS), byla hydrosféra Ploučnice významně ovlivněna vypouštěnými důlními vodami se zbytkovými aktivitami izotopu ^{226}Ra a U (Hanslík et al. 1995). Vypouštěné důlní vody byly zároveň znečištěny rizikovými prvky (zejména Ni a Zn) a SO_4^{2-} (Kafka 2003). Hornická těžba byla ukončena v roce 1994, těžba kyselým loužením v roce 1996. Dodnes probíhá sanace po těžbě kyselým loužením, která však nebyla zdrojem kontaminace radioaktivními látkami. K významnému znečištění záplavových území došlo zřejmě hlavně vlivem stoleté povodně v roce 1981, kdy došlo k odnosu radioaktivně znečistěných zemin, odtěžených v rámci regulací toku prováděných v letech 1970 a 1980 v oblasti mezi Hamrem a ústím Ploužnického potoka (Kühn 1995; Hanslík et al. 1995, 2005; Hanslík 2010). Dalšími zdroji kontaminace povodí řeky Ploučnice na středním toku jsou zinkovna v Brništi, továrna na výrobu autobaterií v České Lípě, provozovaná od roku 1947 (Hejda 2005) a patrně i bývalá vojenská oblast, včetně vojenského letiště pod Mimoní.

Antropogenní kontaminace rizikovými prvky je dnes hodnocena mnoha různými způsoby. Nejběžnější je srovnání zjištěných celkových koncentrací s hodnotami uváděnými normami nebo předpisy, pokud pro daný prvek existují. Tento zcela formální přístup nevyhovuje ze dvou důvodů: 1) ignoruje přirozené kolísání obsahů prvků v půdách, sedimentech nebo horninách a 2) nepojmenovává akutní přístupnost prvku pro biotu, pokud existuje. Ke korekci přirozeného kolísání obsahů prvků se využívá několika nástrojů: srovnání s místním pozadím nebo prostorovým vyhodnocením koncentrací vzhledem ke zdrojům znečištění. Akutní přístupnost pro biotu se většinou zjišťuje chemickou frakcionací (extrakcí nejreaktivnějších forem kontaminantu). Výběr přístupu závisí nejen na zadání – buď jde o hodnocení antropogenního vlivu obecně, nebo o posouzení hygienických rizik, ale i na analyzovaném materiálu – intravilány, zemědělské půdy a říční sedimenty vyžadují odlišné přístupy.

K hodnocení kontaminace fluvizemí, tedy půd vyvinutých na povodňových sedimentech, je patrně nejvhodnějším nástrojem faktor nabohacení (enrichment factor, EF). Faktor nabohacení je relativní koncentrace rizikového prvku k jejich přirozené místní koncentraci v geogenním (neznečištěném) pozadí.

$$EF = [M]/[M]_{bg} \quad (1)$$

kde [M] je aktuální koncentrace zájmového prvku v posuzovaném vzorku a $[M]_{bg}$ je koncentrace, kterou bychom v tomto vzorku očekávali, kdyby nebyl znečištěn nebo jinak ovlivněn (Covelli a Fontolan 1997; Vijver et al. 2008; Matys Grygar et al. 2013). Použití EF může odhalit postdepoziční (vertikální) migraci sledovaných prvků během reduktomorfních procesů a horizontální migraci sledovaných prvků z říčního toku, což jsou nevyhnutelně procesy, které působí na kontaminanty ve fluvizemích. Protože třídění sedimentů (rozdělování podle velikosti částic) je dalším procesem nevyhnutelně působícím už při ukládání říčních sedimentů (včetně povodňových), musí postup k výpočtu EF korigovat i vliv proměnné zrnitosti sedimentů – přinejmenším "přírodní" formy rizikových prvků jsou například nejvíc zastoupeny v nejjemnější (jílové) zrnitostní frakci a nejméně v nejhrubších frakcích (písku, štěrku atd.). V žádném případě proto nemůže jako $[M]_{bg}$ sloužit cosi

jako průměrná koncentrace v nějakém referenčním sedimentu nebo půdě. EF mimo jiné slouží k rozlišení antropogenního znečištění (včetně historického) od přirozeného výskytu a variability rizikového prvku v lokalitě, který je dán geologií zkoumané oblasti a hydraulickými podmínkami sedimentace v daném říčním systému. Tyto faktory se zahrnují do výpočtu EF tak, že $[M]_{bg}$ v rovnici (1) je funkcí závislosti [M] na vybraném prediktoru (prediktorech), např. na koncentraci prvku, jehož koncentrace není ovlivněna lidmi ani post-depoziční migrací, a který má podobnou závislost koncentrace na průměrné zrnitosti sedimentu, jako přírodní koncentrace zkoumaného prvku. $[M]_{bg}$ se zjišťuje empiricky ze souboru neznečištěných vzorků (např. povodňových sedimentů starších než průmyslová kontaminace). V nejjednodušším případě je to například lineární funkce koncentrace sledovaného prvku na koncentraci jednoho vybraného prvku, např. Al (Covelli a Fontolan 1997; Vijver et al. 2008) nebo Ti nebo dalších prvků (Matys Grygar et al. 2013). Výběr této funkce je nezbytný pro plné a správné využití faktoru nabohacení. Tuto funkci (vztah přírodní koncentrace kovu na vhodném prediktoru) v dalším textu označujeme jako normalizační funkci.

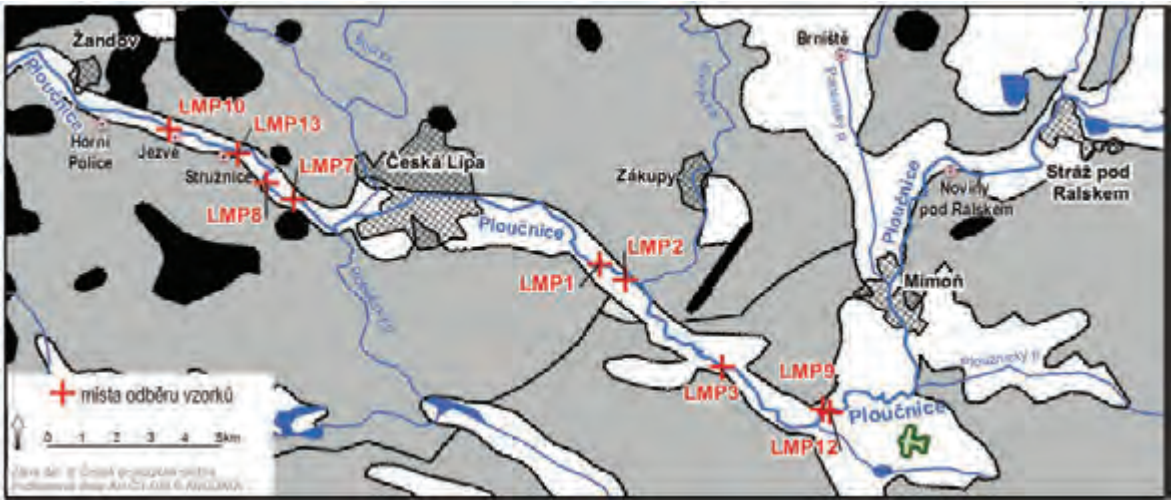
Cílem této naší práce je zjištění zdrojů kontaminace nivy řeky Ploučnice rizikovými prvky, jako jsou U, ^{226}Ra, Ni, Zn, Cu, Pb, rekonstrukce historického (antropogenního) znečištění z hloubkových profilů nivních sedimentů a příspěvek k dalšímu ověřování metodiky faktorů nabohacení ke kvantitativnímu hodnocení míry antropogenního vlivu. K hodnocení kontaminace byly použity hloubkové profily povodňových sedimentů, které jsou důležitým zdrojem informací k rekonstrukci ukládání rizikových prvků v současném a dřívějším sedimentárním prostředí. Kontaminace byla sledována v devíti profilech ve dvou oblastech středního toku Ploučnice, a to v oblasti mezi Mimoní a Českou Lípou, tj. "nad Českou Lípou", a v oblasti mezi Českou Lípou a obcí Jezvé, tj. "pod Českou Lípou".

Metodika

Studovaná oblast

Řeka Ploučnice je pravostranným přítokem řeky Labe. Délka toku je 106 km, plocha povodí 1194 km^2. Pramen Ploučnice se nachází u Osečné na okraji obce Janův Důl. Horní tok Ploučnice leží v severní části České křídové pánve, tvořené převážně svrchnokřídovými sedimenty, terciérními vulkanity a různými typy kvartérních uloženin. Pod Českou Lípou řeka vstupuje do Českého středohoří, tvořeného vulkanickými horninami (Kühn et al. 1996) se zcela odlišnou geochemií. Tok řeky lze rozdělit do tří úseků na základě spádových poměrů (Hanslík et al. 1990, 2002): v horním toku pod Osečnou má spád až 33,8 ‰, v dolním toku západně Žandova pak přibližně 7 ‰. Ve střední části toku však spád klesá v průměru na 0,8 ‰, v úseku mezi Hradčany a Českou Lípou dokonce na 0,6 ‰. V této střední části tvoří řeka širokou údolní nivu s meandry, kde dochází k ukládání sedimentů.

Sledovanou oblast středního toku lze rozdělit na dvě části, a to na oblast mezi Mimoní a Českou Lípou, ovlivněnou sedimentárními horninami České křídové pánve, a oblast mezi Českou Lípou a obcí Jezvé, ovlivněnou vulkanity Českého středohoří (obr. 1).



Obr. 1 Geologická mapa studované oblasti s vyznačenými hloubkovými profily. Řeka teče přibližně z východu na západ

2.1 Odběry vzorků, úprava vzorků

Místa odběru vzorků musí být dost daleko od nedávných a současných koryt, ale současně dodnes zaplavovaném území, tedy kde se nejen uchovávají starší sedimenty, ale kde se sedimenty průběžně (při povodních) nadále ukládají. Tato místa byla vybírána na základě srovnání mapových podkladů, tj. historických map z druhého vojenského mapování (první polovina 19. století), otisků stabilního katastru (1842) a současných ortofotomap (2010). Vzorky byly odebírány ručně zhruba po 2 cm z kopané sondy o hloubce cca 30 cm. Vzorky z větších hloubek byly odebírány ručním vrtákem (Eijkelkamp, Nizozemí) ze dna této sondy po 2–3 cm. Takto jsme vzorkovali z hloubky až 130–180 cm. Pro gamaspektrometrickou analýzu v profilu LMP12 byly z kopané sondy lopatkou odebírány vzorky o hmotnosti 1 kg. Vzorky byly označeny jako LMPx, kde x je číslo daného odběru (sondy i vrtu).

2.2 Laboratorní analýzy

Sedimentární analýzy byly provedeny podle postupů uváděných již dříve (Matys Grygar et al. 2012, 2013; Nováková et al. 2013). Po vysušení vzorků v laboratoři bylo provedeno ruční tření v achátové misce. Veškeré vzorky byly analyzovány na rtg fluorescenčním spektrometru s energiově disperzním (Si) detektorem (EDXRF), MiniPal4 (PANalytical, Almelo, Nizozemí). Proxy EDXRF analýzami bylo zjištěno prvkové složení vzorků v c.p.s. (counts per second, signál detektoru na dané fluorescenční čáře). Hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-MS) ke kalibraci signálu v c.p.s. byla provedena v Laboratořích geologických ústavů Přírodovědecké fakultě University Karlovy v Praze. Z ICP-MS byly takto získány absolutní koncentrace prvků ve 26 vzorcích, s jejichž pomocí byly vytvořeny kalibrační křivky (Al, Ni, Pb, Zn, Cu).

Historický vývoj znečištění byl zjišťován pomocí gamaspektrometrické analýzy s REGe(n) detektorem GR3018 (CANBERRA Industries, Inc.), zaměřené na obsah radioizotopů ^{210}Pb, ^{214}Pb, ^{137}Cs, ^{214}Bi, ^{228}Ra a ^{226}Ra na VÚV TGM v Praze. Vzorky byly ponechány v Marinelliho nádobkách o objemu 450 ml v bezprašné odvětrávané místnosti po dobu 30 dnů z důvodu dosažení radioaktivní rovnováhy mezi vybranými radionuklidy uranové a thoriové řady. Ačkoli původním účelem použití gamaspektrometrické analýzy bylo datování sedimentů pomocí izotopů ^{210}Pb a ^{137}Cs, nebylo to možné z důvodu vysokých obsahů nestabilních izotopů uran-thoriové řady z uranového průmyslu.

2.3 Zpracování dat

Hloubkové profily obsahů rizikových prvků byly hodnoceny pomocí metodologie vyvinuté dříve Matysem Grygarem a spolupracovníky (Matys Grygar et al. 2012, 2013; Nováková et al. 2013). Analyzovány byly všechny odebrané vzorky, avšak k vyhodnocení geogenního pozadí byly použity jen hloubkové profily z distální nivy. Všechny hloubkové profily z distální nivy mají jen několik decimetrů mocnou svrchní kontaminovanou vrstvu, pod kterou je vrstva s relativně stabilní koncentrací rizikových prvků, tzv. geogenní pozadí. Následuje vrstva ovlivněná reduktomorfními procesy, jejichž důsledky jsou zrakem viditelné jako černé konkrece MnO_x či rezavé skvrny FeO_x. Pod ní se v nivě Ploučnice nachází hrubozrnnější, většinou písčitá vrstva, ovlivněná migrací kontaminantů (migrace je v písčitých vrstvách obzvlášť významná, viz Ciszewski et al. 2008; Grygar et al. 2010; Matys Grygar et al. 2011). Reduktomorfní vrstva nemůže sloužit k získání funkce pozadí (Matys Grygar et al. 2012; Nováková et al. 2013), protože původní (synsedimentární) koncentrace prvků jsou změněné procesy, které probíhaly po uložení sedimentu (postsedimentárně).

Zkoumáním závislosti aktuální koncentrace (signálu) rizikového prvku na koncentraci (signálu) normalizačního prvku (nejčastěji Ti, Al), vybraných z bezpečné hloubky (pozadí), získáme normalizační funkci, kterou je obvykle regresní přímka. Tato metoda byla použita a osvědčila se v mnoha předchozích studiích (Covelli a Fontolan 1997; Vijver et al. 2008; Grosbois et al. 2012; Matys Grygar et al. 2012, 2013; Nováková et al. 2013; Faměra et al. 2013).

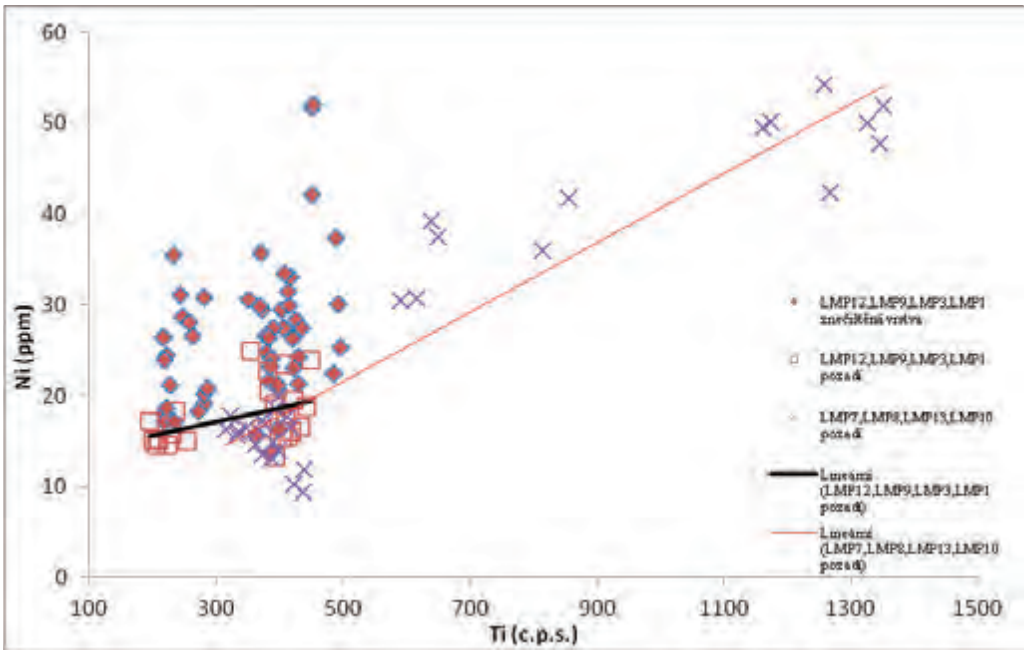
K hodnocení kontaminace byla použita metoda výpočtu faktoru nabohacení (EF), což je poměr absolutní koncentrace rizikového prvku ku koncentraci rizikového prvku v přirozeném geogenním pozadí, zároveň neovlivněném reduktomorfními procesy (viz rovnice v úvodu).

3. Výsledky

3.1 Geogenní pozadí

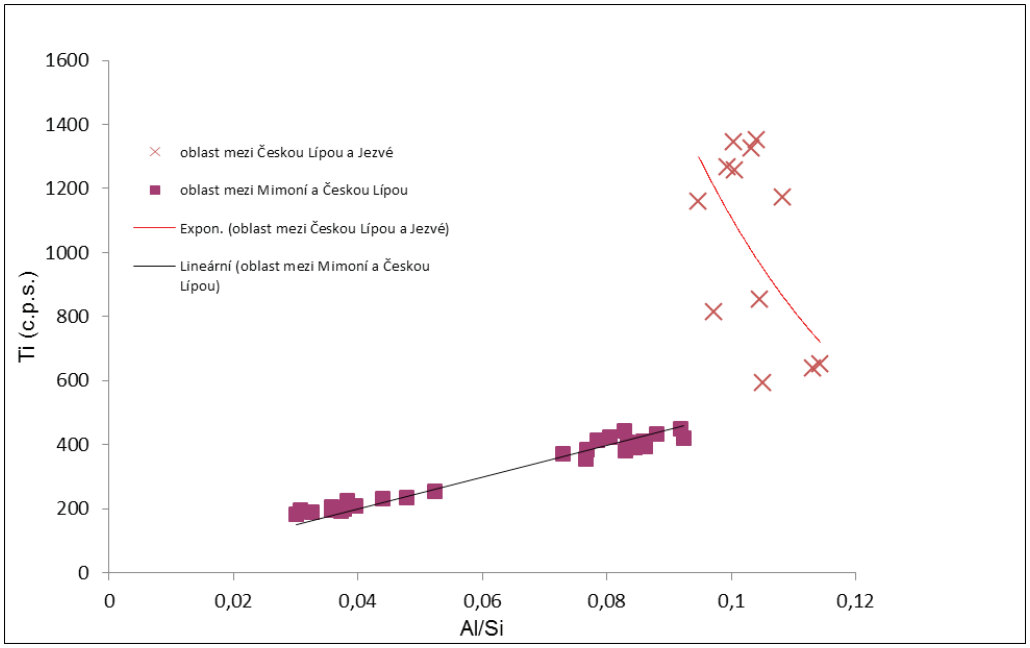
Hloubkové profily prokázaly existenci svrchní kontaminované vrstvy, jejíž mocnost závisí na schopnosti řeky ukládat sediment. Ve studovaných úsecích řeky Ploučnice je antropogenní vrstva silná cca 20 cm, někde ale jen 10 cm (nad Českou Lípu) nebo naopak až 60 cm (pod Českou Lípou). Před hodnocením jednotlivých hloubkových profilů bylo nutné ověřit, zda mají analyzované sedimenty stejné geochemické vlastnosti, tedy zda pochází ze stejných zdrojových hornin, či mají stejnou geochemickou provenienci. Srovnáním poměrů Ni a Ti, které úzce souvisí s různou geochemií křídových sedimentů a vulkanitů, se potvrdila existence dvou geologických proveniencí, tj. České křídové pánve a Českého středohoří (obr. 1).

Vliv vulkanických sedimentů Českého středohoří se projevil nejmarkantněji na přírodním (geogenním) pozadí v případě Ni. Jeho koncentrace v antropogenně nejvíce ovlivněných vzorcích sedimentů z profilů nad Českou Lípou jsou stále nižší než mnoho koncentrací Ni v neznečištěných sedimentech z profilů pod Českou Lípou, a to vzhledem k vyššímu obsahu Ni ve vulkanitech (obr. 2). Poměry Ni a Ti v jednotlivých hloubkových profilech mají rozdílné závislosti podle místa odběru. V takovéto situaci (dvě geochemické provenience sedimentů) je potřeba k rekonstrukci antropogenního vlivu využít např. faktor nabohacení a nikoliv pouhé koncentrace daného prvku.



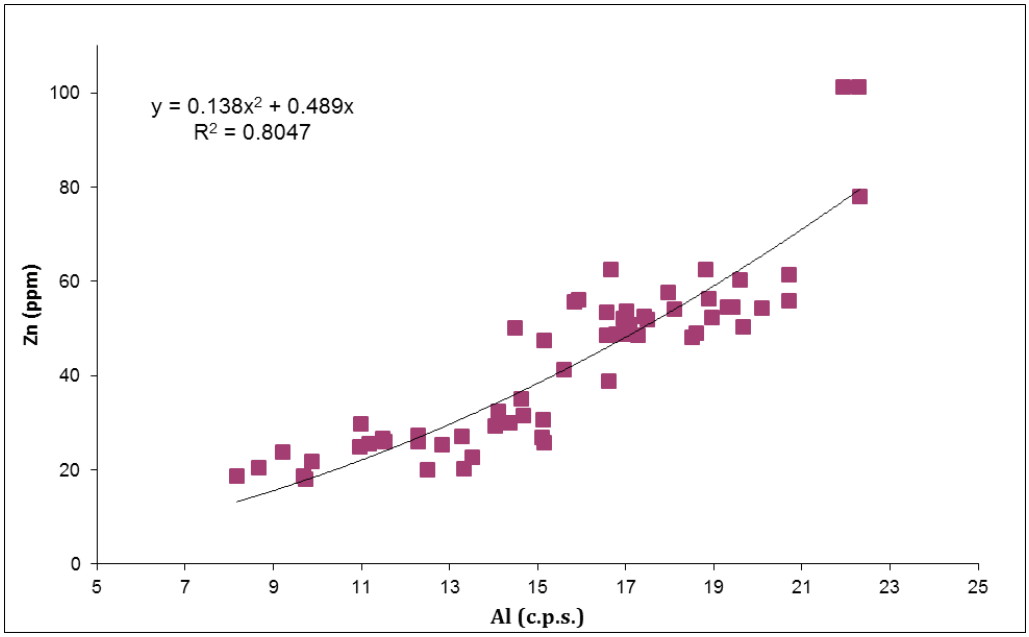
Obr. 2 Závislost Ni (ppm) na Ti (c.p.s.) – vliv dvou geochemických proveniencí. Regresní křivky pro tyto dvě provenience (jen pro neznečištěné sedimenty) jsou uvedeny pro názornost

Na obr. 3 je rovněž dobře doložen vliv dvou geochemických proveniencí: v nivních sedimentech odvozených převážně z křídových sedimentů je obsah Ti úměrný obsahu jemných frakcí (rostoucímu poměru Al/Si), zatímco v sedimentech s příspěvkem zvětralin třetihorních vulkanitů je obsah Ti podstatně větší a jeho obsah v sedimentu naopak s rostoucím poměrem Al/Si klesá. Graf na obr. 3 představuje tedy dva geochemicky naprosto odlišné sedimenty, což právě vyvolalo nutnost použít odlišné funkce pozadí (normalizační funkce pro Ni).



Obr. 3 Vliv dvou geochemických proveniencí – závislost Ti (c.p.s.) na proxy (zástupném vyjádření) zrnitosti, tj. na poměru Al/Si. Regresní křivky pro tyto provenience jsou uvedeny pro názornost

Naproti tomu na koncentraci Zn v sedimentu z nivy Ploučnice tyto dvě provenience neměly vliv: pro Zn jako zájmový prvek (kontaminant) a Al jako prediktor jsme získali jednotnou normalizační funkci (obr. 4). Podobně neovlivněné proveniencí byly obsahy Pb. Ke každému kontaminantu (rizikovému prvku) je proto třeba přistupovat při hodnocení jeho obsahů v sedimentu individuálně.



Obr. 4 Závislost Zn (ppm) na Al (c.p.s.) z geogenních pozadí hloubkových profilů – výpočet normalizační křivky

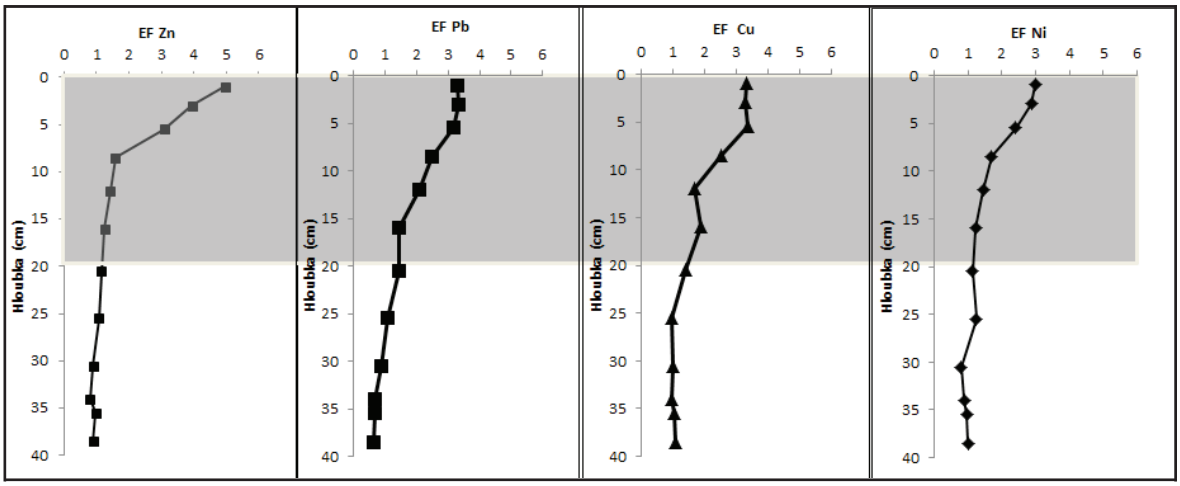
Normalizační funkce sledovaných rizikových prvků jsou vypsány v tabulce 1. Zatímco Zn a Pb mají jednotnou normalizační funkci (normalizačním prvkem je Al), v případě Ni a Cu bylo nutné použít u profilů v oblasti mezi Mimoní a Českou Lípou jako normalizační prvek Al a pro oblast mezi Českou Lípou a obcí Jezvé byla provedena normalizace na Ni.

Tabulka 1. Normalizační funkce sledovaných kovů.

	r^2	
Zn = 0.1378. Al² + 0.4886.Al	0.805	všechny profily
Pb = 2.16.Al	0.630	všechny profily
Ni = 1.06.Al	0.468	oblast mezi Mimoní a Českou Lípou
Ni = -0.0000250.Ti² + 0.0707.Ti	0.768	oblast mezi Českou Lípou a Jezvé
Cu = 0.1483.Al + 7.4776	0.0663	oblast mezi Mimoní a Českou Lípou
Cu = -0.0000135.Ti² + 0,0384.Ti	0.831	oblast mezi Českou Lípou a Jezvé

(Signály normalizačních prvků v c.p.s., koncentrace sledovaných kovů v ppm.)

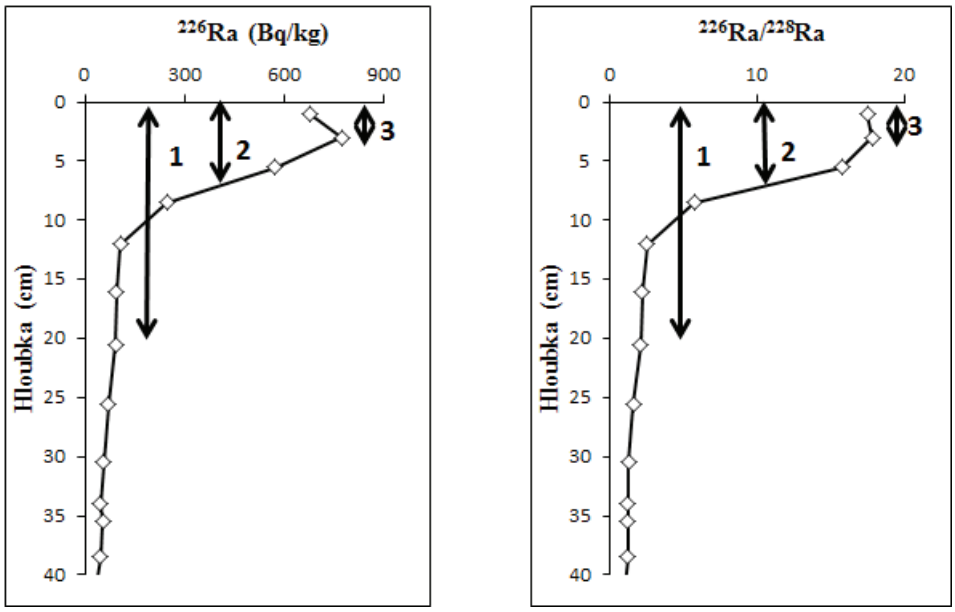
Všechny hloubkové profily distálních nivních sedimentů měly svrchní vrstvu s vyššími koncentracemi kovů, jako jsou Ni, Zn, Pb a Cu. Faktor nabohacení v nejkontaminovanějších povrchových vrstvách klesal většinou v pořadí Zn > Pb > Cu > Ni. Jako příklad byl použit hloubkový profil LMP12 (nad Českou Lípou, obr. 5). Faktor nabohacení Ni dosahuje hodnoty 3, Pb a Cu cca 3,5 a v případě Zn téměř 5.



Obr. 5 Hloubkový profil LMP12 – závislost faktoru nabohacení Zn, Pb, Cu a Ni na hloubce

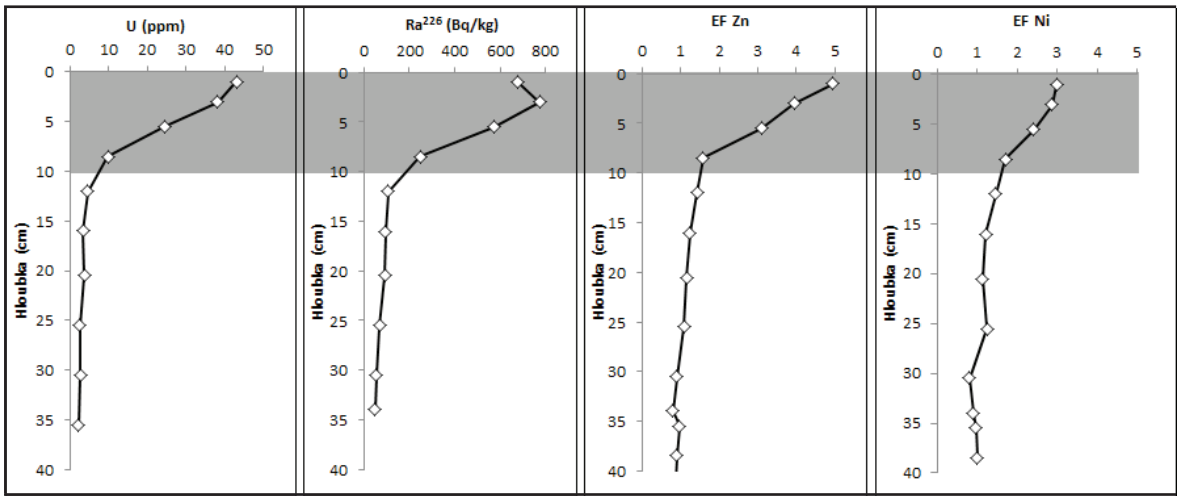
3.2 Hloubkové profily mezi Mimoní a Českou Lípou

Izotop ^{226}Ra je spolu s uranem hlavním kontaminantem uranového průmyslu. Aktivita ^{226}Ra je znatelná od povrchu až do hloubky 20 cm, nejvyšší je ale v horních 10 cm. V hloubce 4 cm je aktivita ^{226}Ra nejvyšší, a to celkem 773 Bq/kg. Stejný trend je vidět i na poměru ^{226}Ra/^{228}Ra (Hanslík 1995), který postupně roste od 20 cm hloubky, kde je poměr 2, a nejvyšší hodnoty dosahuje ve 4 cm, kde je poměr 18. Pak následuje mírný pokles (obr. 6). Přitom za mez indikace antropogenní kontaminace sedimentů ^{226}Ra je pokládána hodnota poměru ^{226}Ra/^{228}Ra na úrovni vyšší než 1,5, jak je možné doložit z výsledků tohoto poměru na různých lokalitách těžby uranu na území České republiky (Hanslík et al. 2005, 2010).



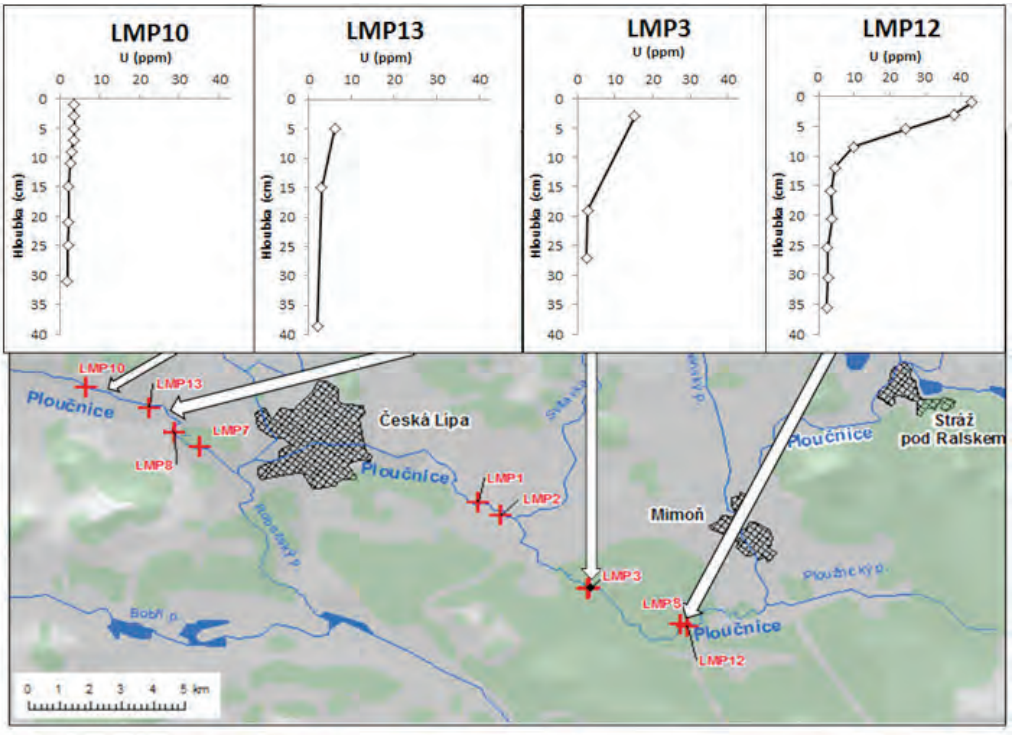
Obr. 6 Hloubkový profil LMP12 – aktivita ^{226}Ra (Bq/kg) a poměr ^{226}Ra/^{228}Ra.
(1 – nárůst poměru ^{226}Ra/^{228}Ra nad hodnotu 1,5, odpovídající přírodnímu poměru; 2 – vliv povodně v roce 1981; 3 – útlum těžby a zprovoznění centrální dekontaminační stanice)

Hloubkové profily uranu a izotopu ^{226}Ra se tvarově shodují s hloubkovými profily Ni a Zn (obr. 7). Jako příklad byl použit hloubkový profil LMP12. Faktor nabohacení Zn a Ni dosahuje nejvyšších hodnot v horních deseti cm, stejně tak stoupá obsah uranu v horních deseti cm z hodnoty 2,5 ppm až na téměř 45 ppm. V horních deseti cm roste i aktivita ^{226}Ra z hodnoty cca 50 Bq/kg až na 773 Bq/kg.



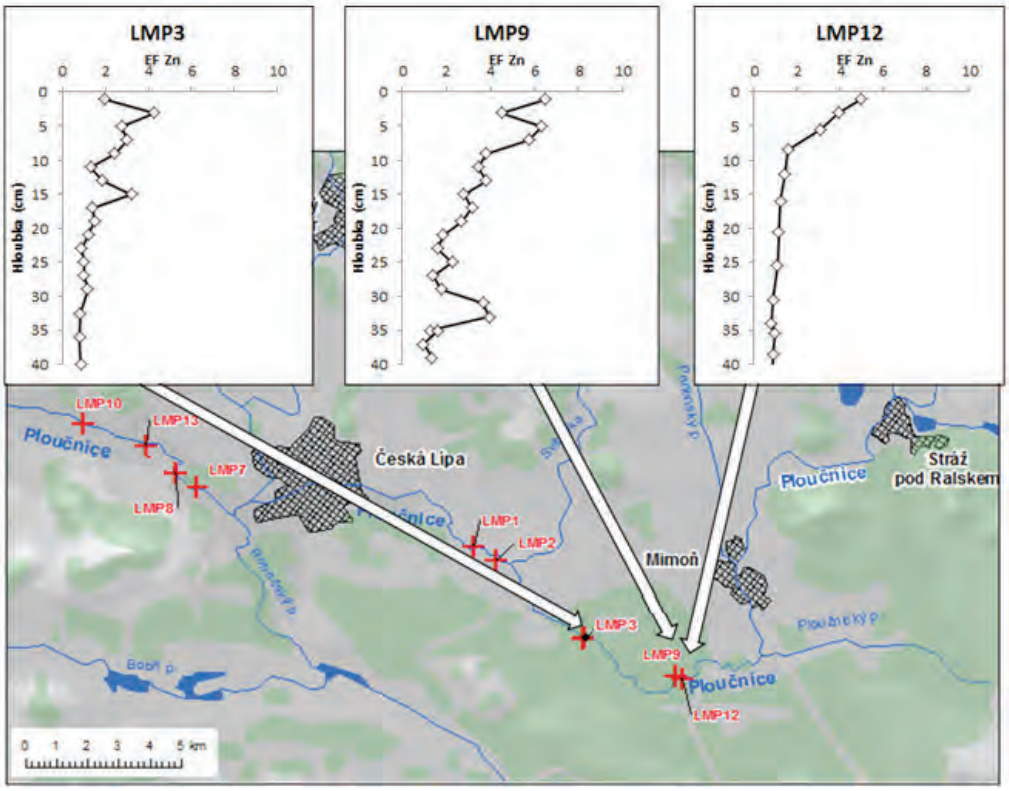
Obr. 7 Hloubkový profil LMP12 – U (ppm), ^{226}Ra (Bq/kg), faktor nabohacení Zn a Ni. Šedě je vyznačena vrstva s kontaminací spojenou s obsahem U a ^{226}Ra

Hloubkové profily vykazují pokles obsahu U, izotopu ^{226}Ra a Ni se vzdáleností od zdroje znečištění, a to v pořadí LMP12 > LMP9 > LMP3 > LMP2 > LMP1 > LMP7 > LMP8 > LMP13 > LMP10. Pod Českou Lípou je vliv těžby U již nepatrný, avšak stále ještě znatelný, jak plyne pro koncentrace U v profilu LMP10, kde obsah U roste z 2–3 ppm (pozadí) až na 4 ppm (v horním decimetru). Pro U zatím nemáme normalizační křivky, tzn., že nemůžeme počítat faktor nabohacení. Koncentrace U v geogenním pozadí jsou cca 2–2,5 ppm. Nejvyšší koncentrace U v antropogenní vrstvě hloubkového profilu LMP12, který je nejblíže zdroji kontaminace, je cca 43 ppm, ve vzdálenějším profilu LMP3 dosahuje koncentrace U cca 15 ppm a v profilech pod Českou Lípou již jen 6 ppm u LMP13 a 4 ppm u LMP10 (obr. 8).



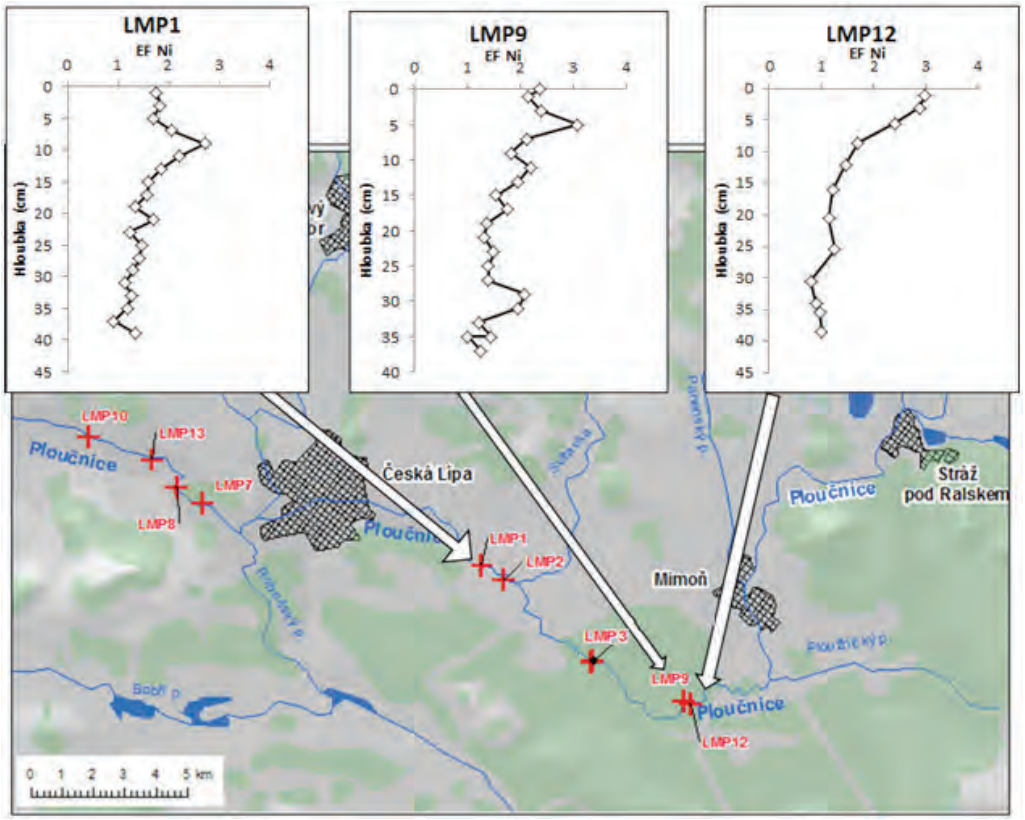
Obr. 8 Pokles koncentrace U v hloubkových profilech LMP12, LMP3, LMP13, LMP10, tj. s rostoucí vzdáleností od zdroje znečištění. Koncentrace U byly získány ICP-MS

Faktor nabohacení zinku v případě LMP12 a LMP9, které jsou od sebe vzdáleny cca 200 m, klesá z hodnoty 5 resp. 6 na 1,5 v horních 15 cm, zatímco v případě LMP3 klesá z hodnoty 4 na 1,5 v hloubce cca 9 cm (obr. 9).



Obr. 9 Pokles faktoru nabohacení Zn v hloubkových profilech LMP12, LMP9, LMP3, tj. s rostoucí vzdáleností od zdroje znečištění

Faktor nabohacení Ni v povrchových vrstvách hloubkových profilů má též klesající tendenci (obr. 10) s rostoucí vzdáleností od objektů uranového průmyslu. Zatímco u hloubkového profilu LMP12 je hodnota faktoru nabohacení ve svrchní vrstvě až 3 a postupně klesá až na hodnotu 1,5 v hloubce kolem 10 cm, u hloubkového profilu LMP9 kolísá faktor nabohacení kolem hodnoty 2,5 v horních 5 cm a v případě LMP1 je sediment znečištěn Ni jen minimálně, s výjimkou nárůstu faktoru nabohacení až kolem 10 cm hloubky (obr. 10).

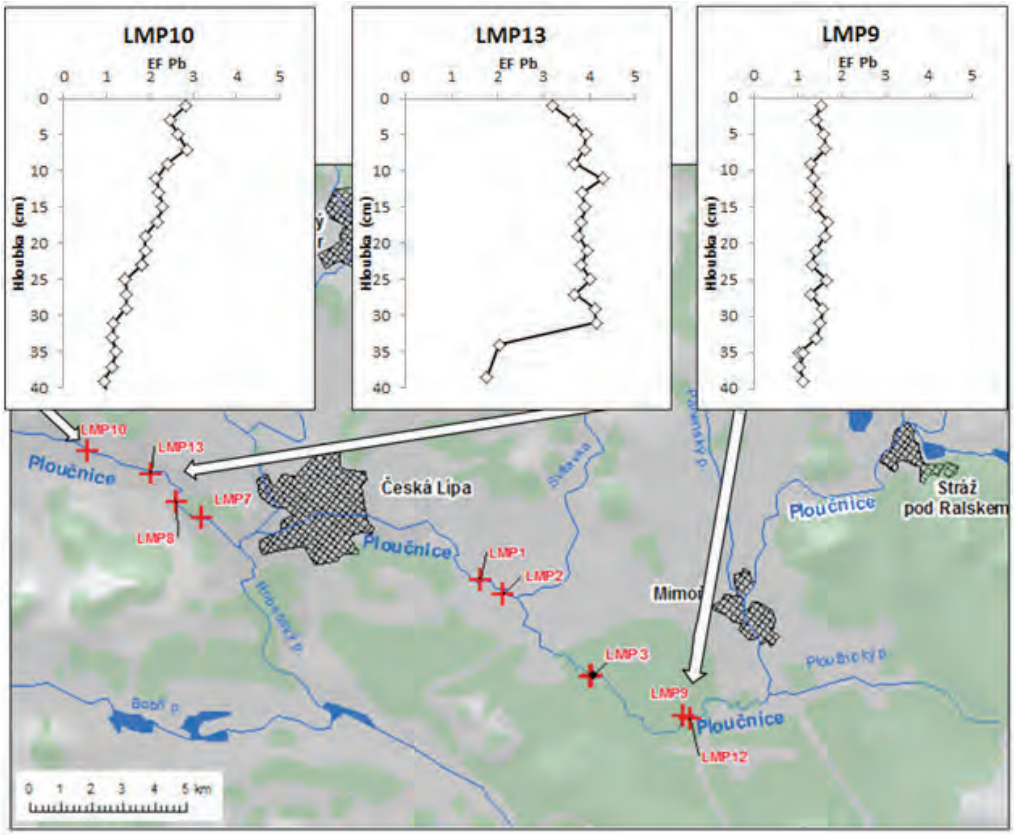


Obr. 10 Pokles faktorů nabohacení Ni v povrchových vrstvách hloubkových profilů LMP12, LMP9, LMP1, tj. s rostoucí vzdáleností od zdroje znečištění

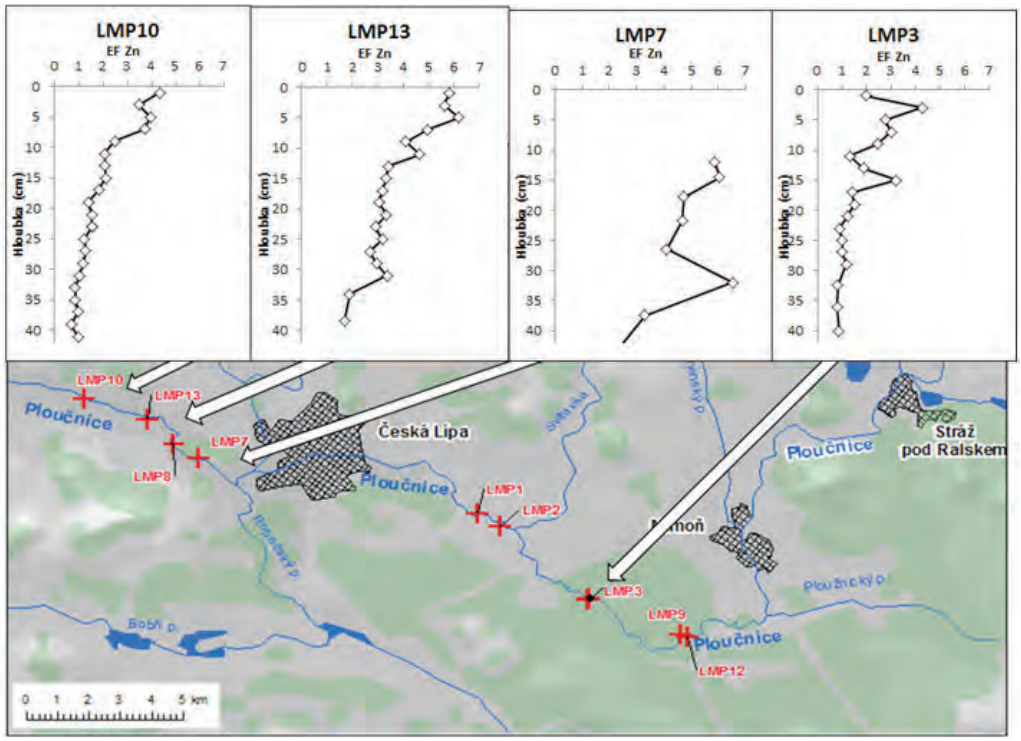
3.3 Hloubkové profily mezi Českou Lípou a obcí Jezvé

Hloubkové profily mezi Českou Lípou a obcí Jezvé vykazují nárůst kontaminace Pb a Zn oproti hloubkovým profilům mezi Mimoní a Českou Lípou.

Zatímco u hloubkového profilu LMP13 z oblasti mezi Českou Lípou a obcí Jezvé se pohybuje faktor nabohacení Pb kolem hodnoty 4 až do hloubky 30 cm, a teprve pak klesá na hodnotu 2, v případě profilu LMP10, který je dále po proudu od České Lípy, klesá faktor nabohacení Pb z hodnoty 3 až na 1,5 v cca 25 cm hloubky. Pro srovnání je uveden hloubkový profil LMP9 z oblasti mezi Mimoní a Českou Lípou, který je minimálně kontaminován olovem: faktor nabohacení kolísá kolem hodnoty 1,5 (obr. 11).



Obr. 11 Nárůst faktoru nabohacení Pb v hloubkových profilech LMP13, LMP10 z oblasti mezi Českou Lípou a obcí Jezvé, ve srovnání s hloubkovým profilem LMP9 z oblasti mezi Mimoní a Českou Lípou



Obr. 12 Nárůst faktoru nabohacení Zn v hloubkových profilech LMP7, LMP13, LMP10 v oblasti mezi Českou Lípou a obcí Jezvé, ve srovnání s hloubkovým profilem LMP3 z oblasti mezi Mimoní a Českou Lípou

V případě hloubkového profilu LMP7, nejbližšího profilu po proudu řeky pod Českou Lípou, se faktor nabohacení Zn pohybuje v rozmezí mezi povrchem a hloubkou 35 cm, pak teprve následuje mírný pokles. U hloubkového profilu LMP13, vzdálenějšímu profilu od České Lípy než LMP7, klesá faktor nabohacení Zn postupně z hodnoty 6 na 1,5 až v hloubce téměř 40 cm. V případě profilu LMP10, který je nejdále po proudu od České Lípy klesá faktor nabohacení Zn z hodnoty 4,3 na 1,5 v cca 15 cm hloubky. Pro srovnání je uveden hloubkový profil LMP3 z oblasti mezi Mimoní a Českou Lípou, který klesá z hodnoty 4 na 1,5 v hloubce již cca 9 cm (obr. 12). Pokud jde o antropogenní Pb, niva v úseku po proudu pod Českou Lípou má podstatně mocnější kontaminovanou vrstvu, tedy podstatně větší množství antropogenního Pb vázaného v sedimentech.

4. Diskuze

Hlavními kontaminanty, jednoznačně odkazujícími na vliv uranového průmyslu, jsou U a ^{226}Ra, Ra pak především v nerozpuštěné formě (podle literatury především Ra - obsahující síran barnatý - radiobaryt). Kontaminanty uranového průmyslu lze využít k datování mladších vrstev sedimentů. Počátek těžby U je jednoznačně patrný z nárůstu aktivity ^{226}Ra (obr. 6). K hodnocení zátěže lze použít poměr ^{226}Ra /^{228}Ra (Hanslík, 1995), jehož přirozený poměr je cca 1,5. Nárůst radioaktivní kontaminace se projevuje zvýšením poměru nad hodnotu 2 v horních 20 cm, což koresponduje s počátkem těžby U koncem 60. let 20. století. Největší aktivita je však v horních deseti cm, zejména pak v hloubce 4 cm, kde vzrostl poměr ^{226}Ra /^{228}Ra na hodnotu 18, tedy na dvanáctinásobek přirozeného poměru. Pak následuje mírný pokles, který odpovídá zprovoznění centrální dekontaminační stanice a následnému ukončení těžby U v devadesátých letech 20. století (obr. 6).

Radioaktivní kontaminaci lze také sledovat na výsledcích měření radioaktivity leteckým skenováním, které bylo prováděno od roku 1990 (Kühn 1995). Letecké skenování nivy Ploučnice prokázalo vysoké gama aktivity v oblasti Mimoně-Borečku a výrazný pokles směrem po proudu Ploučnice. Vyznívání signálů kontaminace Ni a U, které jsme zjistili a popsali v této práci, je s tím v dobrém souladu. Vzorky z této nejkontaminovanější oblasti (Mimoň-Boreček) jsme bohužel dosud nezkoumali, ale soudě podle výsledků uvedených v práci Kühna (1995) obsah rizikových prvků na Borečku přesahuje námi získané nejvyšší hodnoty až několikanásobně. Dalšími kontaminanty souvisejícími s těžbou U jsou Ni a Zn, v důsledku vypouštěných důlních vod znečištěných mj. Ni a Zn (Kafka 2003). Zatímco Zn je nespecifický kontaminant, který pochází z různých zdrojů znečištění (uranový průmysl, zinkovna v Brništi), Ni je jednoznačně kontaminantem souvisejícím s těžbou U. Se vzdáleností od zdroje znečištění klesá v hloubkových profilech obsah těchto kontaminantů.

Zdroje znečištění v České Lípě ovlivnily povodí Ploučnice dalšími kontaminanty, a to hlavně Pb a Zn. Faktory nabohacení těchto rizikových prvků jsou vyšší v oblasti mezi Českou Lípou a obcí Jezvé než v oblasti mezi Mimoní a Českou Lípou. Zdrojem kontaminace Pb byla zřejmě jednak továrna na výrobu autobaterií v České Lípě (Hejda 2005), ale též méně specifické zdroje, typická pro větší města, jako jsou menší průmyslové podniky, produkce komunálních odpadů, odpadních vod a automobilová doprava. Z těchto nespecifických zdrojů kontaminace pravděpodobně pochází i podstatný nárůst Zn.

Studiem hloubkových profilů řeky Ploučnice jsme potvrdili existenci dvou geochemických proveniencí, Českého středohoří a České křídové pánve. Tato skutečnost vyžadovala použití rozdílných normalizačních funkcí pro výpočet faktoru nabohacení Ni, tedy pro hodnocení antropogenní kontaminace nivy Ploučnice Ni je třeba nejprve zohlednit přírodní variabilitu oblasti. Více podrobností je uvedeno v publikaci Matys Grygar et al. (2013). Obecně se nám použití metodiky EF velmi osvědčilo, protože umožnilo dobře hodnotit vyznívání signálu kontaminace s rostoucí vzdáleností od bodových zdrojů v oblasti, bez ohledu na zrnitost sedimentů.

5. Závěry

Těžba a zpracování U zanechalo v nivě Ploučnice znatelnou stopu (Ni, ^{226}Ra, U). Hloubkové profily vykazují pokles U a ^{226}Ra a Ni se vzdáleností od zdroje znečištění, tedy od lokality Stráž pod Ralskem. Zdroje kontaminace v České Lípě rovněž významně přispěly ke znečištění nivních sedimentů kovy (Pb, Zn), což se projevilo nárůstem faktorů nabohacení Pb a Zn ve svrchní vrstvě hloubkových profilů v oblasti pod Českou Lípou. Osvědčilo se nám použití faktoru nabohacení (EF) k identifikaci zdrojů kontaminace. V případě Ni bylo třeba zohlednit vliv dvou geologických proveniencí sedimentů Ploučnice.

Poděkování

Práce byla vypracována na základě podpory studentského grantového projektu „Závislost geomorfologického vývoje říční nivy na plošné distribuci kontaminantů v nivních sedimentech v rámci specifického vysokoškolského výzkumu na Univerzitě Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem. Část provedených chemických analýz byla financována z projektu OPVK ENVIMOD (CZ.1.07/2.2.00/28.0205). Laboratorní zpracování vzorků a analýzy byly z největší části provedeny P. Vormem a Z. Hájkovou (IIC Řež). T. Nováková (IIC Řež) pomohla se zpracováním grafické části.

Seznam literatury

CISZEWSKI D., CZAJKA A., & BLAZEJ S. (2008) Rapid migration of heavy metals and 137Cs in alluvial sediments, Upper Odra River valley, Poland, *Environmental Geology*, 55(7), 1577-1586.

COVELLI S., & FONTOLAN G. (1997) Application of a normalization procedure in determining regional geochemical baselines, *Environmental Geology*, 30(1-2), 34–45.

FAMĚRA M., BÁBEK O., MATYS GRYGAR T., & NOVÁKOVÁ T. (2013) Distribution of heavy-metal contamination in regulated river-channel deposits: a magnetic susceptibility and grain-size approach; River Morava, Czech Republic, *Water Air and Soil Pollution*, 224(5), 1525.

GROSBOIS C., MEYBECK M., LESTEL L., LEFEVRE I., MOATAR F. (2012) Severe and contrasted polymetallic contamination patterns (1900–2009) in the Loire River sediments (France), *Science of the Total Environment* 435, 290–305.

GRYGAR T., SVĚTLÍK I., LISÁ L., KOPTÍKOVÁ L., BAJER A., WRAY D.S., et al. (2010) Geochemical tools for the stratigraphic correlation of floodplain deposits of the Morava River in Straznicke Pomoravi, Czech Republic from the last millennium. *Catena*, 80(2), 106–121.

HANSLÍK E., MOUCHA V., NEZNAL M. (1990) Kontaminace litorálního pásma Ploučnice radioaktivními látkami. Interní zpráva, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, Praha.

HANSLÍK E.J., MANSFELD A.M., & ŠIMONEK P.J. (1995) Impact of the Straz uranium mine (northern Bohemia) on the river Ploucnice (pp. 604–605). In International Atomic Energy Agency (group author), Environmental Impact of Radioactive Releases. IAEA: Vienna.

HANSLÍK E., MANSFELD A., JUSTÝN J., MOUCHA, V. & ŠIMONEK P. (2002) Vliv těžby uranových rud na vývoj kontaminace hydrosféry Ploučnice v období 1966–2000. Výzkum pro praxi, sešit 45, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, Praha.

HANSLÍK E., KALINOVÁ E., BRTVOVÁ M., IVANOVOVÁ D., SEDLÁŘOVÁ B., SVOBODOVÁ J., et al. (2005) Radium isotopes in river sediments of Czech Republic, *Limnologica*, 35(3), 177–184.

HANSLÍK E., IVANOVOVÁ D., ŠIMEK P., NOVÁK M., KOMÁREK M. (2010) Kontaminace povodí Ploučnice radioaktivními látkami z těžby uranu a její změny za období 1992–2009. Sborník XXI. konference Radionuklidy a ionizující záření ve vodním hospodářství, pp. 91–104. Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost: České Budějovice

HEJDA S. (2005) Zjištění rozsahu znečištění olovem v okolí podniku Varta spol. s r.o. Bakalářská práce, FŽP UJEP, Ústí nad Labem.

HRDOUŠEK F. (2005) Těžké kovy v sedimentech Panenského potoka a středního toku Ploučnice. Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta, Karlova Univerzita, Praha.

KAFKA J. (2003) Rudné a uranové hornictví České republiky, Anagram, Ostrava.

KOLÁŘ J. (2004) Distribuce vybraných těžkých kovů v sedimentech horního toku Ploučnice. Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta, Karlova Univerzita, Praha.

KÜHN P. (1995) Measurements of the distribution of radioactive contamination in sediments of the Ploucnice River Valley (northern Bohemia): Basis for its rehabilitation (pp. 666–669). In International Atomic Energy Agency (group author), *Environmental Impact of Radioactive Releases*. IAEA: Vienna.

KÜHN J. (1996) Distribuce uranu a vybraných těžkých kovů v nivních sedimentech řeky Ploučnice. Disertační práce, Přírodovědecká fakulta, Karlova Univerzita, Praha.

MATYS GRYGAR T., NOVÁKOVÁ T., MIHALJEVIČ M., STRNAD L., SVĚTLÍK I., KOPTÍKOVÁ L., et al. (2011) Surprisingly small increase of the sedimentation rate in the floodplain of Morava River in the Strážnice area, Czech Republic, in the last 1300 years, *Catena*, 86(3), 192–207.

MATYS GRYGAR T., SEDLÁČEK J., BÁBEK O., NOVÁKOVÁ T., STRNAD L., & MIHALJEVIČ M. (2012) Regional Contamination of Moravia (South-Eastern Czech Republic): Temporal Shift of Pb and Zn Loading in Fluvial Sediments, *Water Air and Soil Pollution*, 223(2), 739–753.

MATYS GRYGAR T., NOVÁKOVÁ T., BÁBEK O., ELZNICOVÁ J., & VADINOVÁ N. (2013) Robust assessment of moderate heavy metal contamination levels in floodplain sediments: A case study on the Jizera River, Czech Republic. *Science of the Total Environment*, 452–453, 233–245.

MATYS GRYGAR T., & MACH K. (2013) Regional chemostratigraphic key horizons in the macrofossil-barren siliciclastic lower Miocene lacustrine sediments (Most Basin, Eger Graben, Czech Republic). *Bulletin of Geosciences*, doi: 10.3140/bull.geosci.1372.

MATYS GRYGAR T., MAJEROVÁ L., ELZNICOVÁ J., STRNAD L. (2013) The differentiation between point and diffuse industrial pollution of the floodplain of the Ploučnice River, Czech Republic. *Water, Air, & Soil Pollution,* DOI: 10.1007/s11270-013-1688-9.

NOVÁKOVÁ T., MATYS GRYGAR T., BÁBEK O., FAMĚRA M., MIHALJEVIČ M., & STRNAD L. (2013) Distinguishing regional and local sources of pollution by trace metals and magnetic particles in fluvial sediments of the Morava River, Czech Republic, *Journal of Soils and Sediments*, 13(2), 460–473.

VIJVER M.G., SPIJKER J., VINK J.P.M., & POSTHUMA L. (2008) Determining metal origins and availability in fluvial deposits by analysis of geochemical baselines and solid-solution partitioning measurements and modelling, *Environmental Pollution*, 156(3), 832–839.

PRAVIDLA VYDÁVÁNÍ VĚDECKÉHO ČASOPISU STUDIA OECOLOGICA

1. Vědecký časopis Studia Oecologica (dále jen časopis) vychází zpravidla dvakrát ročně, obvykle na jaře a na podzim. Krom toho mohou být v průběhu roku zařazena další čísla časopisu, věnovaná specifickým tématům, např. významným projektům řešeným na FŽP apod.

2. Časopis je vydáván v tištěné podobě a současně je zveřejněna na internetových stránkách fakulty jeho elektronická verze.

3. V časopise jsou publikovány příspěvky, zaměřené na nejširší okruh otázek, týkajících se ekologie a tvorby a ochrany životního prostředí. Hlavními typy článků uveřejňovaných v časopise jsou:

   a) původní vědecká pojednání, vycházející z vlastního výzkumu,

   b) vědecké přehledové články (reviews),

   c) souhrny disertačních a habilitačních prací a nejlepších bakalářských a diplomových prací obhájených na fakultě,

   d) kronika, informace o významných konferencích, publikacích apod.

4. Publikování v časopis je určeno především akademickým pracovníkům FŽP a celé Univerzity J. E. Purkyně, přijímány jsou však i příspěvky ostatních odborníků z oblasti ekologie a ochrany životního prostředí a příspěvky pracovníků jiných environmentálně orientovaných pracovišť, včetně studentů.

5. Autor zodpovídá za původnost (originalitu) a odbornou i formální správnost příspěvku. V časopise nelze publikovat článek, který byl již publikován v jiném časopise, což autor stvrzuje, při předání příspěvku redakci, průvodním dopisem, který obsahuje prohlášení, že příspěvek je určen k publikaci v časopise Studia Oecologica. Dopis dále obsahuje jméno a kontaktní údaje hlavního autora, resp. autora zodpovědného za komunikaci s redakcí a dále návrh nejméně jednoho recenzenta příspěvku, který vyhovuje níže uvedeným kriteriím. Předáním příspěvku redakci dává autor najevo, že je obeznámen s podmínkami publikování v časopise Studia Oecologica a vyjadřuje svůj souhlas se zveřejněním příspěvku způsobem specifikovaným v těchto pravidlech a zavazuje se k dodržování níže uvedených etických principů při publikování.

6. Autoři příspěvků jsou povinni dodržovat zásady pro vědeckou, uměleckou a další tvůrčí práci tak, jak jsou formulovány v etickém kodexu akademických pracovníků. V souvislosti s publikováním článků v časopise Studia Oecologica se jedná zejména o zásady objektivity, vyhýbání se jakékoliv formě plagiátu a vyhýbání se fragmentaci výsledků a dělení dílčích výsledků do více publikací.

7. Rukopisy autorů jsou přijímány referentem/kou pro ediční činnost FŽP v průběhu celého kalendářního roku na adresu redakce: Univerzita J. E. Purkyně, Fakulta životního prostředí, referent pro ediční činnost, Králova Výšina 3132/7, 400 96 Ústí nad Labem.

8. Textová část rukopisu je napsána v textovém editoru MS Word a odevzdává se zpravidla v elektronické podobě, včetně grafické dokumentace a obrazových příloh. Čistopis díla musí respektovat uvedené pokyny pro autory, zveřejněné na internetových stránkách fakulty v sekci „Studia Oecologica“ a v jednotlivých číslech časopisu.

9. Příspěvky jsou zveřejňovány v českém, slovenském, anglickém nebo německém jazyce. Příspěvky uveřejňovány v českém nebo slovenském jazyce, musí být současně doplněny anglickým nebo německým abstraktem.

10. Výběr příspěvků pro recenzní řízení provádí redakční rada časopisu, která si tak vyhrazuje právo odmítnout bez recenzního řízení příspěvky, které zjevně nevyhovují výše uvedeným zásadám nebo mají nevyhovující formální úroveň.

11. Původní vědecká pojednání a přehledné články jsou publikovány po nezávislém recenzním řízení. Příspěvky jsou posuzovány dvěma externími recenzenty, které navrhuje šéfredaktorem přidělený redaktor článku a schvaluje redakční rada časopisu. Externím recenzentem se rozumí recenzent, který není členem redakční rady časopisu a není pracovníkem stejného pracoviště jako autor či jeden ze spoluautorů příspěvku.

12. Na základě posudku recenzenta může redaktor článku vrátit příspěvek autorům k dopracování/přepracování. Pokud recenzent nedoporučí vydání díla, rozhodne o dalším postupu redaktor příspěvku. Autor je povinen přihlédnout k připomínkám recenzenta nebo řádně zdůvodnit jejich nerespektování. Redakční rada rozhoduje v konečné instanci o přijetí/nepřijetí příspěvku k publikování.

13. Textovou a grafickou korekturu textu před tiskem provádí autor, který zodpovídá za správnost a úplnost předloženého textu.

14. Časopis se tiskne v nákladu 150 ks. Počet výtisků však může být upraven podle předpokládaných požadavků.

15. Distribuci a evidenci časopisu zajišťuje referent pro ediční činnost ve spolupráci s příslušnými katedrami a zajišťují předání následujících výtisků:

    a) předání 20-ti povinných výtisků časopisu,

    b) autor a spoluautoři příspěvku mají nárok na 1 výtisk,

    c) děkan/ka obdrží 1 výtisk,

    d) proděkan/ka pro vědu obdrží 1 výtisk,

    e) členové redakční rady po 1 výtisku,

    f) odd. edice rektorátu obdrží 1 výtisk,

    g) pro representaci fakulty 10 výtisků (uloženo na děkanátě fakulty),

    h) knihovní fond 4 výtisky (z toho 2 ks pro pracoviště Most)

    i) 10 výtisků univerzitní knihovně pro výměnu mezi školami a knihovnami,

    j) 1 výtisk do archivu fakulty,

    k) zbylá část nákladu je rozdělena mezi katedry fakulty pro reprezentaci a knihkupectví UJEP k volnému prodeji

PUBLISHING RULES OF THE STUDIA OECOLOGICA SCIENTIFIC JOURNAL

1. The Studia Oecologica Scientific Journal (hereinafter referred to as "Journal") is published twice a year, generally in spring and autumn. It is possible to include more issues, dealing with specific topics, e.g. significant projects solved within the scope of the Faculty of Environment, during the year.

2. The Journal is published in a printed version; simultaneously it is available on the faculty´s websites.

3. The published papers focus on questions related to ecology and environmental conservation and protection. The major types of papers are following:
   a) original scientific essays resulting from research work,
   b) scientific overview articles (reviews),
   c) summaries of post-gradual and inaugural dissertations as well as the best bachelor and master theses which were defended on the faculty,
   d) chronicle, information on significant conferences, publications etc.

4. The publication in the Journal is destined in particular to academic workers of the Faculty of Environment as well as of other faculties of J. E. Purkyně University. Papers of other specialists from the ecologic and environmental protection area as well as environmentally oriented places of work, students included, are accepted, too.

5. The author answers for the originality, scientific and formal correctness of the paper. It is not possible to publish articles which have been already published in another journal; the author confirms this by the cover letter, which contains the information that the paper is destined to be published in the Studia Oecologica Scientific Journal. The letter also includes data on the author, who is responsible for communication with the Journal redaction, and suggestion of at least one reviewer, who corresponds to the criteria mentioned below. Paper handover shows that the author is acquainted with the publishing terms and he agrees with paper publication following these terms. The author must also observe the below mentioned ethical principles of publishing.

6. The authors are required to follow the principles of scientific, artistic and another creative work that are set in the ethics code of academic workers. These are especially principles of objectivity, plagiarism and result fragmentation avoidance and dividing the results into several publications.

7. The manuscripts are accepted by the Officer of the publishing activities of the Faculty of Environment during the whole calendar year. The editor´s office address is: J. E. Purkyně University, the Faculty of Environment, the Officer of the publishing activities, Králova Výšina 3132/7, 400 96 Ústí nad Labem.

8. The text part of the manuscript must be written in MS Word and it is usually handed over as an electronic file, graphical documentation and appendix of figures included. The clean copy must agree with the instructions mentioned on the faculty´s websites, in the "Studia Oecologica" section, and in particular Journal issues.

9. The papers are published in Czech, Slovak, English and German. Those which are published in Czech and Slovak language must contain English or German abstract.

10. Papers intended to reviewer proceedings are chosen by the Journal Editorial Council that reserves the right to refuse the papers, which do not correspond to the above mentioned principles or have an inappropriate formal level.

11. The original scientific essays and well-arranged articles are published after the independent reviewer proceedings. The papers are criticized by two external reviewers, who are suggested by the paper editor, named by the Journal General Editor, and who are agreed by the Journal Editorial Council. The external reviewer cannot be a member of the Journal Editorial Council and he cannot be an employee of the same workplace as the paper authors.

12. The paper can be returned to authors to complete or rewrite in terms of reviewer report. If the reviewer does not recommend the paper to be published, following steps will be proceeded by the editor. The author is allowed to take account of the reviewer suggestions or give an appropriate reason for their ignoring. The Journal Editorial Council makes the final decision on the paper acceptance/non-acceptance.

13. Text and graphical correction is provided by the author, who is responsible for the correctness and completeness of the submitted text.

14. The Journal is printed in the number of 150 copies. The number of copies can be arranged according to supposed demands.

15. The Journal distribution and evidence is provided by the Officer of the publishing activities in connection with appropriate university departments. They provide handover of following copies:
    a) handover of 20 obligatory Journal copies,
    b) the authors are eligible for 1 copy,
    c) the Dean receives 1 copy,
    d) the Sub-dean for Science and Research receives 1 copy,
    e) each member of the Journal Editorial Council receives 1 copy,
    f) each member of the Rectorial department of edition receives 1 copy,
    g) ten copies will be left for the faculty representation (stored in the Dean´s Office),
    h) the Collection receives 4 copies (two copies are destined for Most workplace),
    i) the university library receives 10 copies (destined for the exchange between universities and libraries),
    j) one copy will be destined for the faculty archive,
    k) the rest will be divided between members of individual faculty departments for presentability purposes and the university bookshop for free sale