

# Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra aplikované ekologie



## Vliv urbanizace na ekologický stav Smržovského potoka

Diplomová práce

Vedoucí diplomové práce: prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

Autor diplomové práce: Bc. Michal Polák

2016



Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Autor práce: Bc. Michal Polák  
Studijní program: Inženýrská ekologie  
Obor: Ochrana přírody

Vedoucí práce: prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.  
Garantující pracoviště: Katedra aplikované ekologie

Název práce: **Vliv urbanizace na ekologický stav Smržovského potoka**

Název anglicky: Impact of urbanization on ecological status of the Smržovský creek

Cíle práce: Cílem práce je na základě terénního monitoringu vyhodnotit vliv urbanizace na ekologický stav drobného vodního toku (Smržovský potok).

Metodika: 1) Rešerše problematiky vlivu urbanizace na vodní toky  
2) Terénní monitoring  
o Ekomorfologický monitoring  
o Pravidelný odběr vzorků vody v měsíčních intervalech  
o Odběr makrozoobentosu metodou kick-sampling  
3) Laboratorní zpracování  
o Analýza vzorků vody - základní ukazatele kvality  
o Identifikace makrozoobentosu  
4) Vyhodnocení získaných výsledků, stanovení ekologického stavu vodního toku a identifikace hlavních problémů vedoucích ke zhoršení ekologického stavu toku  
5) Rámcový návrh opatření vedoucích ke zlepšení ekologického stavu zájmového toku

Doporučený rozsah práce: 70 stran

Klíčová slova: urbanizace; ekologický stav vodního toku; drobný vodní tok; chemický stav

Doporučené zdroje informací:

1. Krejčí a kol. (2002): Odvodnění urbanizovaných území - koncepční přístup, NOEL 2000, Brno.
2. Meyer, J.L., Paul, M.J., a Taulbee, W.K. (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscape. *Journal of North American Benthological Society*, 24(3), 602-612
3. Walsh, Ch.J., a Breen, P.F. (1999). Urban stream rehabilitation through a decision-making framework to identify degrading processes and prioritize management action. *2nd Australian Stream Management Conference Proceedings*. 673-678
4. Walsh, Ch., J., Allison, H.R., Feminella, J.W., Cottingham, P.D., Groffman, P.M, Morgan II, R.P., (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of North American Benthological Society*, 24(3),706-723.
5. Walsh, CH., J. (2000). Urban impacts on the ecology of receiving waters: a framework for assessment, conservation and restoration. *Hydrobiologia*, 431, 107-114.

Předběžný termín obhajoby: 2015/16 LS - FŽP

Elektronicky schváleno: 7. 1. 2016  
prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.  
Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno: 22. 1. 2016  
prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.  
Děkan

## **PROHLÁŠENÍ**

Prohlašuji, že jsem předloženou diplomovou prací vypracoval samostatně, pod vedením prof. RNDr. Dany Komínkové, Ph.D. Veškerou literaturu a ostatní prameny, z nichž jsem při přípravě práce čerpal, řádně cituji a uvádím v seznamu použité literatury.

V Praze dne 19. 4. 2016

Bc. Michal Polák

---

podpis

## **PODĚKOVÁNÍ**

Především bych chtěl poděkovat své vedoucí paní prof. RNDr. Daně Komínkové, Ph.D., za její pomoc, cenné rady a připomínky při vypracování této práce. Dále bych rád poděkoval paní Ing. Součkové a paní Ing. Březinové, Ph.D. za veškerou pomoc a rady při analýze vody v laboratořích na ČZU.

Děkuji také své přítelkyni za pevné nervy se mnou a její neustálou podporu. Dále bych chtěl také poděkovat svému dědovi za neutuchající podporu, potom své rodině a blízkým přátelům.

## **Abstrakt**

Tato diplomová práce řeší ekologický stav Smržovského potoka, resp. změnu ekologického stavu toku vlivem urbanizace. Smržovský potok, konkrétně pravostranný přítok významné jizerskohorské řeky Kamenice, pramení v CHKO Jizerské hory, kde je takřka netknutý vzhledem k znečištění vody a postupně protéká urbanizovaným územím s relativně vysokým stupněm infrastruktury a zdroji znečištění. V hodnocení ekologického stavu toku byly použity následující tři ukazatele: hydromorfologické mapování, fyzikálně-chemická analýza vody a hodnocení biologické složky makrozoobentosu z hlediska saprobity. Práce poskytuje informace o kvalitě vody v potoce s tím, že tato jedinečná data mohou být podkladem pro studii jiných malých toků, které také pramení v urbanizovaných horských oblastech.

**Klíčová slova:** Urbanizace, malý vodní tok, městské odvodnění, ekologický stav, fyzikálně-chemický stav, makrozoobentos, saprobní index

## **Abstract**

This thesis handle with the ecological status of Smržovka stream, respectively handle with change of the ecological state of stream due to urbanization. Smržovka stream, concretely the right tributary of significant river Kamenice Jizerské hory Mountains rises in the Jizerské hory Mountains protected landscape area, which is almost intact due to water pollution and gradually flows through an urbanized area with a relatively high level of infrastructure and sources of pollution. For the ecological status assessment of stream were used the following three indicators: hydromorphological mapping, physico-chemical water analysis and evaluation of biological components of makrozoobenthos in terms of saprobity. The work provides information on water quality in the stream with that this unique data can be the basis for the study of other small streams that spring in urban mountainous areas.

**Key words:** Urbanization, small watercourse, urban drainage, ecological statis, physico-chemical status, makrozoobenthos, saprobic index

# OBSAH

<b>1</b>	<b>ÚVOD</b> .....	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>CÍLE PRÁCE</b> .....	<b>10</b>
<b>3</b>	<b>LITERÁRNÍ REŠERŠE</b> .....	<b>11</b>
3.1	URBANIZACE A ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ .....	11
3.1.1	<i>Historie urbanizace</i> .....	11
3.1.2	<i>Historie urbanizace na Smržovce a v jejím okolí</i> .....	15
3.2	VLIV URBANIZACE NA ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ .....	18
3.2.1	<i>Biodiverzita a ekosystém</i> .....	18
3.2.2	<i>Urbanizace a ovzduší</i> .....	22
3.2.3	<i>Vliv urbanizace na půdu</i> .....	24
3.2.4	<i>Vliv urbanizace na vodní systém</i> .....	26
3.3	ZNEČIŠŤOVÁNÍ POVRCHOVÝCH VOD .....	31
3.3.1	<i>Druhy znečištění vodního toku</i> .....	32
3.3.2	<i>Základní skupiny škodlivých látek u povrchových vod</i> .....	34
3.4	SAMOČIŠTĚNÍ VODNÍHO TOKU .....	36
3.5	VODNÍ TOKY V MINULOSTI .....	37
3.6	MĚSTSKÉ ODVODNĚNÍ .....	38
3.7	EkOLOGICKÝ STAV VODNÍHO TOKU .....	40
3.7.1	<i>Morfologické aspekty</i> .....	42
3.7.2	<i>Fyzikálně-chemické aspekty</i> .....	42
3.7.3	<i>Biologické aspekty</i> .....	43
3.7.4	<i>Saprobní systém</i> .....	46
3.8	LEGISLATIVA V RÁMCI OCHRANY VOD .....	49
3.8.1	<i>Legislativa v rámci EU</i> .....	49
3.8.2	<i>Legislativa v rámci ČR</i> .....	50
<b>4</b>	<b>CHARAKTERISTIKA ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ</b> .....	<b>53</b>
4.1	ZÁJMOVÉ ÚZEMÍ .....	53
4.2	HYDROLOGIE A HYDROGRAFIE .....	54
4.3	GEOLOGIE A GEOMORFOLOGIE .....	56
4.4	PEDOLOGIE .....	59
4.5	KRAJINNÝ POKRYV .....	62
4.6	KLIMATOLOGIE .....	63
<b>5</b>	<b>METODIKA</b> .....	<b>67</b>
5.1	HYDROMORFOLOGICKÁ CHARAKTERISTIKA TOKU (HEM) .....	67
5.1.1	<i>Stanovované ukazatele</i> .....	67
5.1.2	<i>Průběh mapování</i> .....	68
5.1.3	<i>Vyhodnocení</i> .....	69
5.2	FYZIKÁLNĚ-CHEMICKÁ ANALÝZA VODY V TOKU .....	70
5.2.1	<i>Zjišťované parametry</i> .....	71
5.3	BIOLOGICKÉ HODNOCENÍ TOKU .....	72
5.3.1	<i>Metoda Perla</i> .....	72
5.3.2	<i>Příprava na odběr</i> .....	73
5.3.3	<i>Vzorkování a vzorkovací období</i> .....	74
5.3.4	<i>Terénní vybavení</i> .....	74
5.3.5	<i>Vlastní odběr</i> .....	75
5.3.6	<i>Zpracování vzorků a determinace</i> .....	76
5.3.7	<i>Vyhodnocení</i> .....	77
<b>6</b>	<b>VÝSLEDKY</b> .....	<b>79</b>
6.1	HYDROMORFOLOGICKÝ MONITORING SMRŽOVSKÉHO POTOKA .....	79
6.1.1	<i>Hodnocení jednotlivých úseků</i> .....	80
6.1.1.1	<i>Úsek SP_1</i> .....	80
6.1.1.2	<i>Úsek SP_2</i> .....	81

6.1.1.3	Úsek SP_3.....	82
6.1.1.4	Úsek SP_4.....	84
6.1.1.5	Úsek SP_5.....	85
6.1.1.6	Úsek SP_6.....	87
6.1.1.7	Úsek SP_7.....	88
6.1.2	<i>Celkové hodnocení potoka.....</i>	89
6.2	FYZIKÁLNĚ-CHEMICKÝ MONITORING SMRŽOVSKÉHO POTOKA.....	92
6.2.1	<i>Odběrové místo SP_1o.....</i>	95
6.2.2	<i>Odběrové místo SP_2o.....</i>	95
6.2.3	<i>Odběrové místo SP_3o.....</i>	95
6.2.4	<i>Odběrové místo SP_4o.....</i>	96
6.2.5	<i>Odběrové místo SP_5o.....</i>	96
6.2.6	<i>Odběrové místo SP_6o.....</i>	96
6.2.7	<i>Odběrové místo SP_7o.....</i>	96
6.2.8	<i>Odběrové místo SP_8o.....</i>	97
6.2.9	<i>Celkové hodnocení fyzikálně-chemického stavu.....</i>	97
6.3	BIOLOGICKÉ HODNOCENÍ TOKU.....	100
6.3.1	<i>Jarní vzorkovací období.....</i>	101
6.3.2	<i>Podzimní vzorkovací období.....</i>	102
6.3.3	<i>Celkové hodnocení saprobity toku.....</i>	103
<b>7</b>	<b>DISKUZE.....</b>	<b>105</b>
<b>8</b>	<b>ZÁVĚR.....</b>	<b>111</b>
<b>9</b>	<b>REFERENCE.....</b>	<b>112</b>



# 1 ÚVOD

Dnešní doba se zdá být velmi hektickou. Populace roste vysokým tempem, což si žádá budování nových obydlí, pěstování většího množství plodin, chování více zvířat pro obstarání obživy a celkově se zvyšují nároky na životní prostředí, především pak na půdu a vodu. Velký prim v tomto ohledu hraje urbanizace, která zvyšuje zábor půdy, aby uspokojila nároky lidí na pohodlné žití a jejich vlastní pohodlí. Veškeré stavební činnosti s sebou přináší spoustu negativních vlivů. Mezi jeden z nejzávažnějších vlivů rostoucí urbanizace patří nárůst nepropustných ploch, který způsobuje degradaci přirozených biotopů a ekosystémů, které jsou úzce spjaté s vodou.

Je všeobecně známo, že města vznikala vždy v okolí velkých či malých toků, na kterých byla přímo závislá. A právě vodní systém trpí během urbanizace a při budování nepropustných materiálů nejvíce. Dochází k vysokému výparu, rychlejšímu odtoku, minimální infiltraci vody do půdy, splachům nečistot a vodní tok vlivem antropogenní činnosti ztrácí i svůj význam jako krajínovorný prvek. Právě tyto jevy výrazně ovlivňují vodní toky a hlavně životní podmínky v nich. Dochází k častému znečištění vody a ke snížení biodiverzity vodních organismů.

Tato diplomová práce se zaměřuje na malý horský tok, konkrétně na Smržovský potok, který pramení v České republice v Jizerských horách v téměř netknuté krajině a postupně protéká urbanizovaným územím. Hlavním cílem je zhodnotit ekologický stav tohoto toku a poukázat tak na zranitelnost vodních toků protékajících urbanizovaným územím, i když se nacházejí v horské oblasti, kde urbanizace není na takové úrovni jako v nížinných polohách.

## **2 CÍLE PRÁCE**

Hlavním cílem této práce je upozornit na problematiku kvality vody a stavu ekosystémů v malých vodních tocích protékajících urbanizovaným územím, a posoudit vliv urbanizace na jejich ekologický stav. Diplomová práce se zaměřuje na hydromorfologické, fyzikálně-chemické a biologické hodnocení Smržovského potoka pramenícího v Jizerských horách, kde hydromorfologické a fyzikálně-chemické složky mají podpůrný charakter pro hodnocení složek biologických, které jsou primárním indikátorem ekologického stavu vodního toku.

## 3 LITERÁRNÍ REŠERŠE

### 3.1 Urbanizace a životní prostředí

Pojem urbanizace lze charakterizovat pomocí několika definic, z nichž tou základní, nejobecnější je: „mnohostranný sociálně-ekonomický proces vyznačující se stěhováním obyvatelstva do měst, růstem měst, změnami funkčního využití území sídel, koncentrací, intenzifikací a diferenciací městských druhů činností (funkcí) nebo výroby v širokém slova smyslu, vznikem nových forem a prostorových struktur osídlení a rozšířením městského způsobu života se specifickou strukturou styků, kulturou, systémem hodnotových orientací atd.“ (Šilhánková, 2007).

Slovník sociální geografie (Johnston et al., 2000) definuje urbanizaci jako proces stávání se městským. „Urbanizace představuje proces, kdy dochází k relativní koncentraci obyvatelstva (a tím i jeho aktivit) v území do měst“ (Johnston et al., 2000). Načež velký sociologický slovník popisuje urbanizaci jako: „nejobecněji prostorová koncentrace lidských činností i obyvatelstva projevující se změnami v chování lidí, v jejich motivacích, v kulturních vzorech i ve formách organizace společnosti. Změny jsou vyvolány životem v prostředí s velkým počtem, vysokou hustotou a značnou různorodostí obyvatel, aktivit i lidských výtvorů“ (Musil, 1996).

Dle definice uvedené v zákoně č. 17/1992 Sb., o životním prostředí se životní prostředí definuje jako: *"vše, co vytváří přirozené podmínky existence organismů včetně člověka a je předpokladem jejich dalšího vývoje. Jeho složkami jsou zejména: ovzduší, voda, horniny, půda, organismy, ekosystémy a energie"*.

#### 3.1.1 Historie urbanizace

Urbanizace jakožto proces stěhování obyvatelstva do měst a jejich rozvoj se ve větší míře objevil zhruba před dvě stě lety spolu s industrializací světa, přesto však můžeme datovat vznik prvních měst mnohem dále do minulosti, do období asi 5 000 let před naším letopočtem (Angel, 2012).

Za kolébkou měst bývá považován Sumer, tedy jižní Mezopotámie, dále Egypt, údolí řeky Indus a severní část Číny podél řeky Chuang-Che. V těchto místech se zrodily první civilizace a také se zde poměrně brzy začalo využívat zemědělství (Kaplan, 2009). Je zde patrné, že první města, čili první urbanizovaná území, vznikala v okolí vodních systémů.

Vznik zemědělství byl nejdůležitějším faktorem pro formování prvních měst, jelikož umožnil, aby se lidé usadili na jednom místě a nemuseli se dále stěhovat do jiných částí světa (Carter, 1983). Paradoxní je, že právě zemědělství, které bývá spojováno s venkovem, umožnilo vznik měst a následné snižování počtu obyvatel ve vesnicích (Kaplan, 2009)

Co se týká urbanizace v Evropě, tak dle Musila (2002) nelze za urbanizaci považovat vlny rychlého růstu měst v různých obdobích evropské historie, například ve 12., 13. nebo 16. století, jak to tvrdí někteří historikové. Musil (2002) označuje urbanizaci jako jedinečný přechod z převážně venkovské společnosti do společnosti převážně městské. Jedná se tudíž konkrétní a časově omezený proces, který probíhal v poměrně historicky přesně vymezeném období.

S jistotou lze konstatovat, že zásadní změnu ve vývoji měst a systémů osídlení představovala industriální urbanizace, jejíž počátky jsou datovány do 18. století. Za kolébku industriální urbanizace se považuje Anglie, odkud se dále souběžně s industrializací šířila do dalších částí Evropy, tedy i do Česka (Musil 2002, 2005).

Dalo by se říci, že počátky industrializace a tudíž i přesun obyvatel ze zemědělských oblastí do menších měst, započali angličtí vynálezci Richard Arkwright, James Hargreaves či Samuel Crompton, kteří změnili svými vynálezy textilní průmysl. Tato počáteční fáze industrializace probíhala jak v Anglii, tak i v Česku. Výše zmiňovaní dali Evropě spřádací stroj, který se neustále v průběhu let zdokonaloval a rozvíjel (Dostál et Hampl, 1994; Musil, 2002). Posledně jmenovaný se výrazným způsobem podílel na přechodu od domácí práce k práci tovární. Roku 1779 zaměstnával ve střední Anglii 300 dělníků, kteří obsluhovali několik tisíc vřeten. O rok později u něj pracovalo již 600 dělníků v jeho nově vybudované továrně v Manchesteru. Tím dal vzniknout nové formě práce. Do té doby rozptýlená práce převážně v rodinných domech byla soustředěna do nového společného místa - do továrny (Musil, 2002)

Již v roce 1811 bylo v Anglii podle Samuela Lilley-ho (1973) v provozu přes pět miliónů vřeten na různých spřádacích strojích. Přispělo k tomu také zavedení parního pohonu do textilního průmyslu.

Industrializace a průmyslová revoluce měla tedy počátek v textilním průmyslu. Ten se vyvíjel a potřeboval stále více strojů - stavů, spřádacích a mnoho dalších strojů, jako byly stroje mykací, česací, stroje na potiskování bavlněných tkanin, atd. Tím vznikala vyšší poptávka po výrobních materiálech jakožto železa a oceli. Dále

rostla potřeba po moderní metalurgii, těžbě rud, ale zejména po těžbě uhlí a výrobě koksu. Pohon textilních strojů byl zpočátku vázán na vodu, ale po zavedení parního stroje do výroby se tento stroj ukázal jako mnohem účinnější forma pohonu. Tím začal koloběh, který nastartoval industrializaci a tím pádem urbanizaci. Výroba parních strojů zvyšovala poptávku po výrobě oceli a ta opět po těžbě uhlí. K tomu všemu nastoupil mohutný a především nezbytný rozvoj železnic, jejichž existence umožnila interakci mezi všemi těmito jednotlivými druhy výroby a spotřeby. Železnice pochopitelně zase stimulovala poptávku po oceli a mnoha dalších materiálech a koloběh tím pádem nabíral na obrátkách a velikosti. Stavěly se velké továrny, kolem kterých se akumulovali lidé, a které byly propojeny rostoucí zástavbou železnic (Musil, 2002). V 18. století byly nejvíce urbanizovanou oblastí severní Čechy, kde města prosperovala díky rozvinutému textilnímu a sklářskému průmyslu (Horská et al., 2002).

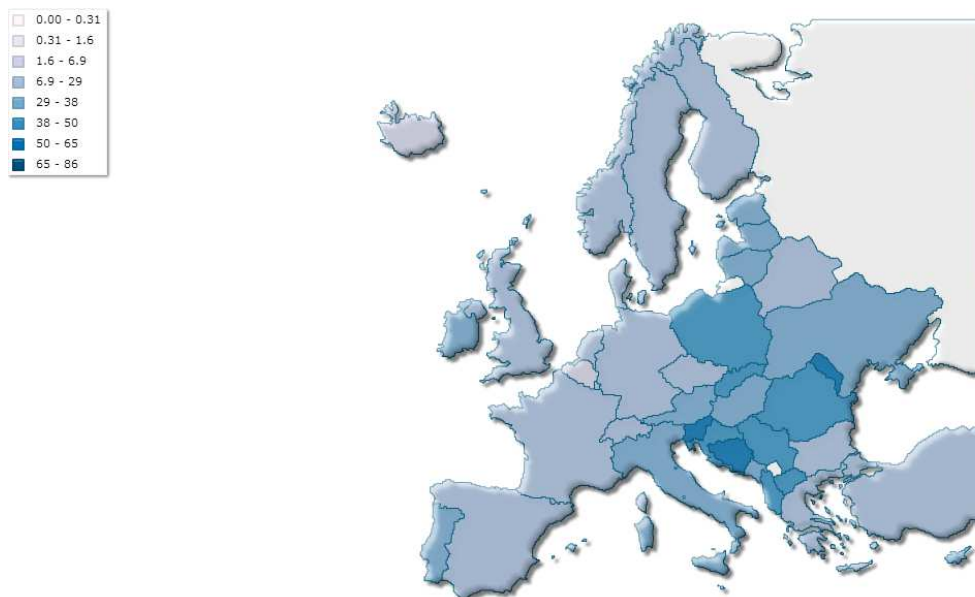
Pro české země bylo důležité období mezi lety 1870-1900, které se vyznačovalo velkou dynamikou populačního růstu ve městech. Hlavním důvodem byl růst mezd v nezemědělských sektorech a tím pádem nižší potřeba pracovní síly v zemědělské výrobě, která procházela technologickým pokrokem. Obecně přelom 19. a 20. století se u nás stal takovým přelomem. Došlo totiž k výraznému rozvoji dopravy, protože se kromě parního stroje nově začala využívat i elektřina. První elektrickou železniční dráhou na našem území byla trať mezi Tábořem a Bechyní, jež byla zprovozněna v roce 1903, a projektoval ji sám František Křižík. Elektrifikovány byly i tramvajové sítě v Praze (Říha, 2012). V roce 1930 dosahovala míra urbanizace hodnoty již 48, 5 % v Čechách a 46, 3 % na Moravě a ve Slezsku, což ve srovnání s ostatními evropskými zeměmi tvořilo mírný nadprůměr (Horská, 2002; Maier, 2005).

Dalším milníkem urbanizace bylo nucené vystěhování německého obyvatelstva po druhé světové válce, které velmi výrazně zasáhlo do struktury velikostních kategorií měst na českém území. Velká města zaznamenala výrazný úbytek obyvatelstva, mnoho menších obcí v pohraničí dokonce úplně zaniklo. Avšak i přesto míra urbanizace v této době dále rostla díky hromadnému stěhování Čechů do již zmíněných poloprázdných pohraničních měst, která nyní nabízela velké množství prázdných bytů a stavení i s políčky. (Horská, 2002; Lamač&Ledecká, 2010).

Po nástupu komunismu se zintenzivnila industrializace, která měla za následek masovou migraci obyvatelstva do průmyslových měst za prací. Po roce 1950 rostla především středně velká města ve velikostní kategorii 50-100 tisíc obyvatel. Oproti západní Evropě byl u nás kladen velký důraz na intenzivní industrializaci, jak již bylo řečeno výše a také na rozvoj těžkého průmyslu. Zemědělská výroba nezůstala nikterak pozadu. Prošla výraznými změnami, kde hlavní změnou bylo nahrazení soukromých hospodářství Jednotnými zemědělskými družstvy. Kolektivizace zemědělství a vznik JZD měl nemalé dopady na rozvoj venkova. Mnoho rolníků bylo nuceno vzdát se své půdy, která byla zdrojem jejich obživy. Významné byly i dopady na životní prostředí - byly rozorány mnohem větší souvislé plochy, což narušilo původní ráz krajiny a vedlo k zániku remízků a jiných přirozených krajinných prvků, byly napřimované vodní toky apod. (Musil, 2001).

V období socialismu probíhal proces urbanizace přímou i nepřímou formou. Přímou urbanizací se myslí stěhování obyvatelstva z venkova do měst spojené s výstavbou panelových sídlišť, které probíhalo převážně mezi roky 1950-1980. Na českém území však v této době probíhala i poměrně intenzivní nepřímá urbanizace, což v praxi znamenalo dojíždění venkovského obyvatelstva do města kvůli zaměstnání, což mělo za následek přirozeného přenosu typických znaků městského života na venkov, a to v oblasti sociální i civilizační (například napojování domů na vodovod či plynovod). [Musil, 2002] Mnohé studie zkoumající vývoj urbanizace na českém území v 70. a 80. letech poukazují na to, že i přes rychlý rozvoj průmyslu ve městech u nás byla míra urbanizace poměrně nízká. Bylo to způsobeno právě výše zmíněným fenoménem, a to dojížděním za prací z venkova do měst. V roce 1975 se míra urbanizace na našem území pohybovala kolem hodnoty 70 % (Musil, 2001, Musil, 2002; United Nations, 2014).

V dnešní době v rámci Evropy se nejvíce lidí žijících na venkově, čili mimo město (obr. 1), nachází v Bosně a Hercegovině a to 60, 51 %. V České republice žije na venkově 26,94 % obyvatelstva, na Slovensku je počet lidí žijících na venkově roven 46, 06 % a nejméně lidí žijících na vesnici se nachází v Belgii a to 2, 22%. Z toho vyplývá, že míra urbanizace v České republice činí 73,06 % (United Nations, 2015).



**Obrázek 1: Procentuální zastoupení lidí žijících ve venkovských oblastech. Čím tmavší odstín, tím vyšší procento počtu lidí žijících mimo město (United Nations, 2015). Upraveno.**

V rámci celosvětového měřítka žije v současnosti ve městech podle údajů OSN (United Nations 2003) přibližně 3,5 miliardy lidí. Lze tedy říci, že zhruba polovina všech obyvatel planety Země žije v městském prostředí.

### 3.1.2 Historie urbanizace na Smržovce a v jejím okolí

*„Pole jsou špatná, kopcovitá, kamenitá, nelze je orat, ale jen okopávat. Poddaní na ně vynášejí hnojivo v putnách. V neúrodných letech je zde velká bída a velké kontribuční nedoplatky“*, píše se v tereziánském katastru o Smržovském panství z poloviny 18. století. V samotné Smržovce tehdy platilo daně 87 hospodářů, 3 kováři, 1 pekař, 1 řezník, 2 ševci, 3 tkalci, 5 krejčích, 2 bednáři, 2 výrobci šroubů, 1 pletař, 1 obchodník s přízí, 1 truhlář, 1 žid vinopalník. Na obrázku č. 2 lze vidět „centrum“ Smržovky ve třicátých letech 19. století (Nový, 2010).

Dalo by se říci, že na počáteční vlně urbanizace ve smržovském panství se podílel Albrecht Maxmilián Desfours, který ve snaze zmírnit následky úbytku obyvatelstva po třicetileté válce a v důsledku emigrace povolal v padesátých letech 17. století nové usedlíky, mezi nimi především skláře. Tehdy vzniklo několik vesnic jako třeba Maxov. Smržovka tím pádem nabyла nových obyvatel (Anděl, 2010)

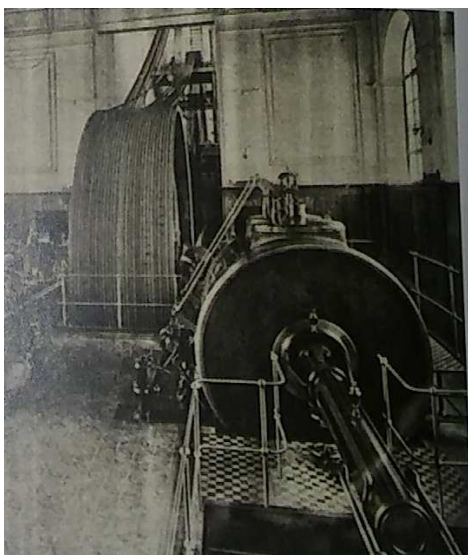


**Obrázek 2: Pohled na centrum Smržovky v roce 1837. (autor smržovský lékář J. Eberenz) Nový 2010. Upraveno.**

Jak již bylo popsáno v kapitole historie urbanizace, tak urbanizaci na českém území obstarala počínající průmyslová revoluce, která se z Anglie pomalu šířila do dalších Evropských států. Po napoleonských válkách na začátku 19. století se průmyslová revoluce objevila v širší oblasti severních Čech, tedy i na Smržovce. Především na Smržovce a v blízkém okolí se začaly objevovat přádelny. Jako příklad lze uvést Pribschovy přádelny bavlny, které na konci padesátých let 19. století zaměstnávaly již 464 dělníků. Celková produkce bavlny tehdy obnášela 416 tun, což Pribschovu textilku řadilo mezi největší přádelny v Evropě (Anděl&Nový, 2010).

S postupující industrializací a s postupujícím pokrokem nechala firma Pribsch, tehdy již Pribsch-Erben, postavit další továrny, které postupně přecházely z vodního pohonu na parní pohon a napojovaly se na železniční trať mezi Jabloncem nad Nisou a Tanvaldem, což mělo za následek větší odbyt, tím pádem další navýšení výroby a počtu zaměstnanců. Mezi světovými válkami zde pracovalo již na 1000 lidí. Na obrázku č. 3 z roku 1986 je vyfocen parní stroj z jedné z Pribschových továren.





**Obrázek 3: Parní stroj o síle 1200 koňských sil v prádelně zvané Klášter ve Smržovce (Rýdl, 2006). Upraveno.**

Jak již bylo naznačeno výše, tak provoz tak rozsáhlých továren nebyl možný bez nových pracovních sil, pro které bylo třeba sehnat ubytování. A tak se započalo s rychlou výstavbou nájemných domů. Jenom na Smržovce nechala firma postavit celkem 54 domů, kde našlo zázemí mnoho nových příchozích zaměstnanců továrny (Anděl & Nový, 2010).

Navzdory rozvinuté textilní výrobě díky Priebšchovým továrnám se nacházelo nejvíc smržovských obyvatel ve sklářském segmentu. Počátky sklářství v této oblasti zasahují do konce 17. století. Jizerskohorské centrum rafinace – opracování a zdobení dutého skla a bižuterie – lákalo spoustu lidí do smržovského panství. Živnost zde provozovalo nespočet brusičů, rytců a drobných obchodníků. Hrabě František Antonín Desfours musel dokonce vydat v roce 1775 dekret upravující poměry v tomto řemesle (Nový, 2010)

Co se týká zemědělství, tak to se v této severní části Čech zabývalo především chovem hospodářských zvířat. Na malých políčkách se jinak pěstovaly plodiny, jako byly brambory, len, oves a řepa. V roce 1948-49 se tento kraj stejně jako zbytek české země nevyhnul kolektivizaci zemědělství. Jelikož však místní obyvatelé neměli o takovou práci zájem, byli sem povoláni novosídlenci ze Slovenska, což znamenalo další přisun obyvatel. Mezitím se místní živili pomocí svých malých hospodářství, které byly stejně nakonec spolknuty JZD. Toto družstvo zaměstnávalo vcelku velký počet lidí, jelikož pod něj spadal chov dobytku, pěstování plodin, chov slepic, chov vepřů, chov nutrií, ale třeba i výroba montovaných ocelových hal pro zemědělské podniky. Po roce 1989 byla zahájena likvidace JZD a

pozemky začalo obhospodařovat vícero zemědělských subjektů (Kulasová, 2013b; Lamač&Ledecká 2010).

V dnešní době se ve Smržovce nachází hlavně drobní a střední podnikatelé v různých odvětvích a rušno je zde také díky přílivu turistů. Smržovka je také důležitou silniční tepnou. Silnice se zde stavěly ve větším měřítku již v druhé polovině 19. století, kdy okresní zastupitelstva dostala volnou ruku k budování silniční sítě. Na konci 19. století byla již vybudovaná hustá silniční síť, kterou v podstatě kopíruje dnešní doba, akorát s novými úpravami povrchu a jinými vylepšeními, které si žádá stále hustší provoz (Karpaš, 2010).

## **3.2 Vliv urbanizace na životní prostředí**

Lidé a jejich mnohé aktivity vážně zasahují do běhu přírody a způsobují ztrátu biotopů po celém světě (Czech et al. 2000). Jedním z nejhorších zásahů lidstva do přírody je však urbanizace, která má za následek mnohé lokální vyhynutí organismů a často i eliminuje velké množství původních druhů. A to urbanizovaná prostředí zabírají pouze 3 % zemského povrchu (Vale&Vale 1976, Luniak 1994, Kowarik 1995, Marzluff 2001; Wu, 2010). Urbanizace mění jak biotické, tak abiotické vlastnosti ekosystémů a to nejen přímo v zastavěných částech, ale také v okolních krajinách a často také zasahuje dál do odlehlejších částí (UN-HABITAT, 2006).

### **3.2.1 Biodiverzita a ekosystém**

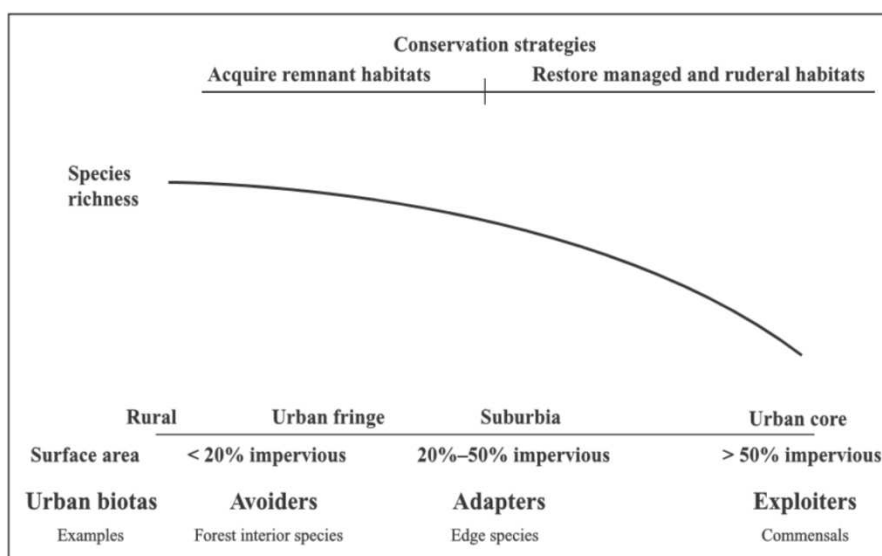
Obecně expandující urbanizace, která neustále přetrvává, ohrožuje lokální ekosystémy nacházející se v okolí. Bohužel vlivy a následky urbanizace na ekosystémy a organismy jsou jen velmi málo prostudovány. (Stein et al. 2000; McKinney, 2002). Velkým problémem způsobeným pokračující urbanizací je fakt, že původní druhy jsou nahrazovány druhy invazními, což má za následek redukci biologické unikátnosti ekosystému daného území (Blair 2001). S urbanizací jsou spojovány další lidské aktivity ohrožující živočišné a rostlinné druhy, tedy i samotné ekosystémy. Mezi ně například řadíme zemědělství, rekreaci, silnice, fragmentaci prostředí apod. (Czech et al. 2000).

Vliv urbanizace na životní prostředí lze jednoduše vysvětlit na obecném vzoru zvaném „The urban-rural gradient“, což je vlastně ukázka změn ve změnách složení a počtu druhů směrem ze zástavby (z urbanizovaného prostředí) do

venkovského prostředí. Obrázek číslo 4 poukazuje na fakt, že s rostoucí nepropustností povrchu země, s větší zástavbou a s většími zásahy člověka do přírodních stanovišť klesá druhová bohatost a mění se druhová struktura z „vyhýbajících se druhů urbanizaci“ přes druhy schopné žít na okrajích měst až po komenzály, pro něž je městské prostředí ideální.

Dle Whitney (1985) a McKinney (2002) zde existují čtyři typy nahrazení stanovišť v urban sprawl. Jedná se o:

- 1) Zastavěné stanoviště: budovy, uměle vytvořené nepropustné povrchy jako třeba chodníky nebo silnice
- 2) Vegetace se zásahem člověka: domovní, komerční a jiná upravovaná městská zeleň
- 3) Ruderální vegetace: nezastavěné pozemky, opuštěné farmy a další jiné zelené plochy, kde nezasahoval člověk
- 4) Přírodní zbytky vegetace: zbývající ostrovy původní vegetace



**Obrázek 4: Urban-rural gradient. Obrázek velmi obecně znázorňuje a zjednodušuje vyjádření vztahů a změn mezi povrchovými plochy (surface area), druhovou bohatostí (species richness) a kompozicí dostupných zdrojů (úkryt, potrava, atd.) (McKinney, 2002).**

Mnoho studií poukazuje na to, že diverzita organismů klesá z venkovského prostředí směrem k městskému, jak lze patrně vyčíst z obrázku výše. Vztahuje se to jak na rostliny, ptáky, tak i na mnoho druhů hmyzu a savců. Počet všech výše jmenovaných organismů je zredukovaný na více než polovinu počtu druhů žijících mimo zastavěná území v přirozené krajině bez větších zásahů člověka (Mackin-Rogalska et al., 1988; Kowarik, 1995; Denys&Schmidt 1998; McIntyre, 2000; Blair 2001).

Největší měrou na bohatosti druhů se podílí úbytek vegetace. Především počty druhů ptáků a hmyzu úzce korelují s počtem rostlin v daném území. Dá se tedy s jistotou tvrdit, že území s bohatou vegetací je dobrý prediktorem počtu druhů ptactva a hmyzu, ale i savců, obojživelníků a plazů (Shugart et al., 1975; Goldstein et al.; 1986; Dickman, 1987; Majer, 1997; McIntyre, 2000). Například podle Crisp et al. (1998) se procentuální zastoupení původních druhů hmyzu shoduje s procentuálním zastoupením původních druhů rostlin. Nachází se tu vzájemná propojenost. V urbanizovaných územích bývá více jak 80 % území zastavěno. Ať už se jedná o silnice, chodníky či budovy, a tudíž méně než 20% urbanizovaného území je pokryto vegetací. Navíc tato zbývající vegetace bývá málo rozmanitá, což je způsobeno erozí, podupáním, znečištěním, invazí nebo kultivací nepůvodních druhů. Dalším lidským počinem vůči bohatší rozmanitosti vegetace je také pravidelné sečení a prořezávky apod. (Sukopp and Werner, 1982; Gilbert 1989; Adams 1994; Blair and Launer 1997).

Právě změny v přírodních stanovištích jsou hlavním faktorem stojícím za ztrátou diverzity (Rosenzweig, 1995). Neustálé transformace land use a změny ve vegetaci jsou hlavní příčinou vymýcení spousty přirozených rostlin a zvířat v urbanizovaném prostředí (Vitousek et al., 1997). Nicméně hodně druhů, které vymizely během urbanizace, byly nahrazeny jinými druhy adaptovanými na nové jiné prostředí. Tudíž se dá říci, že konverze jednoho prostředí na jiné, odlišné, může způsobit změnu druhového společenstva. Jeden druh vymizí a je nahrazen jiným druhem (Grimm et al., 2008). A přestože jedno společenství určitých druhů je nahrazeno jinými, neznamená to hned změnu diverzity. Nicméně pokud urbanizovaná území nahrazují lesy, pastviny a obecně přirozenou přírodu, tak bez ohledu na geografickou nebo klimatickou zónu, diverzita běžně klesá (Marzluff, 2001; Chace and Walsh, 2006).

Pokud by se rozdělila krajina na tři obecná stanoviště – přirozená krajina (přirozená příroda), zemědělská krajina a urbanizovaná krajina (zástavba), tak lze určit vztahy, korelaci a postupný vývoj mezi těmito stanovišti. Přirozená příroda byla jako první konvertována na zemědělskou krajinu, která je svým způsobem stále ještě blízká té přirozené a poté tato území byla konvertována na urbanizovaná území (Shochat et al., 2004). Zemědělské ekosystémy se dají brát jako takový přechodný milník mezi přirozenou krajinou a urbanizovanou krajinou, což lze vidět na potravním regulačním systému, tzv. top-down control a bottom-up control (Shochat

et al., 2004; Wu et al., 2006; Koks et al., 2007; Reid et al. 2007). Jako příklad lze u top-down control uvést třeba to, že predátor udržuje velikost populace kořisti na takové úrovni, která je nižší, než kdyby se tu predátor nevyskytoval. A naopak bottom-up control „má na starost“ zdroje potravy nebo dostupnost vhodných stanovišť, který mají vliv na fluktuace a početnost druhů. Populace mohou být regulovány oběma procesy, které se mohou střídat třeba sezónně, ale bývá pravidlem, že majoritním procesem v přirozené krajině je top-down control a naopak v urbanizovaném území převládá bottom-up control, jelikož zde jsou limitujícím faktorem právě výše zmíněné zdroje potravy a vhodná stanoviště (Gratton and Denno, 2003.; Sinclair and Krebs. 2002; Shochat et al., 2004).

Další důležitou a nepřehlédnutelnou skutečností jsou rostoucí populace invazivních druhů, které bývají označovány za jedny z největších hrozeb druhové diverzity na světě (Wilcove et al., 1998). A právě urbanizovaná území jsou semeništěm nepůvodních invazivních druhů, které svými schopnostmi vytlačit původní druhy degradují původní stanoviště a způsobují lokální vytlačování či dokonce vymírání původních druhů (Shochat et al., 2006; Shochat et al., 2010). Zajímavostí je fakt, že dle Kühna a Klotze (2006) město samotné je obvykle na rostliny druhově bohatší než jeho okolí. V urbanizovaných oblastech se během určitého časového úseku prokazatelně navyšuje podíl nepůvodních druhů, např. bolševník velký nebo netykavka žláznatá (McKinney, 2006). I přestože v urbanizovaném prostředí klesá početnost přirozených druhů rostlin, celková druhová bohatost může být vyšší než v přirozeném prostředí. Je to dáno zálibou lidí v pěstování různých zavlečených druhů vegetace a jejich následná naturalizace v prostředí (Nowak, 2000; Williams et al., 2009)

Jak již bylo řečeno výše, přibližně 20 % urbanizovaných území jsou pokryta vegetací. A jedním z nejdůležitějších elementů k udržení městské zeleně a obecně k udržení městského rostlinstva a vegetace je adekvátní počet opylujícího hmyzu, bez něhož by nemohly rostliny produkovat plodná semena, což by mělo za následek stagnaci ekosystému. Bohužel několik studií prokázalo pokles počtu a hustoty klíčových skupin hmyzích opylovačů v důsledku urbanizace (McIntyre & Hostetler 2001; Zarette et al. 2005; Matteson et al. 2008). Nicméně jiné studie naopak prokázaly vzrůstající počet a hustotu opylovačů v urbanizovaných územích a to především díky efektu tepelného ostrova, ale i kvůli menšímu předpokladu styku se

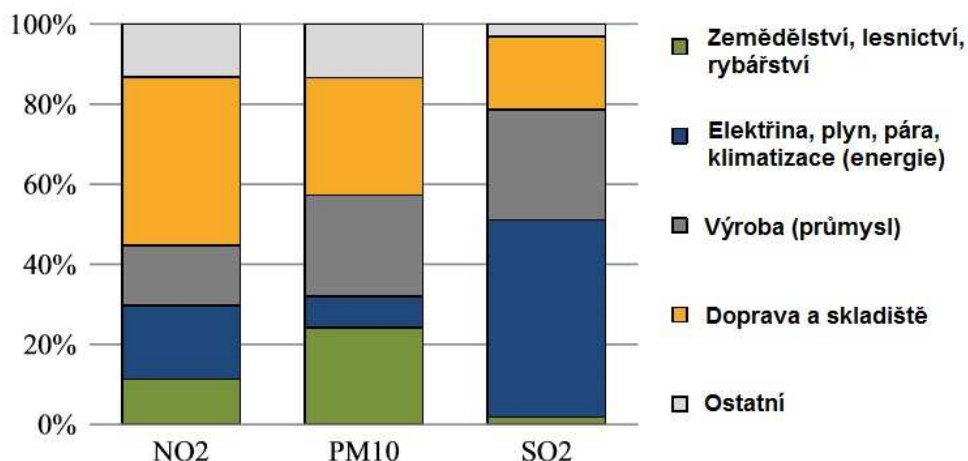
zemědělskými chemikáliemi a široké škále drobných mikrohabitátů, které se v městské krajině nacházejí (Eremeeva & Sushchev 2005; Fetridge et al. 2008).

### 3.2.2 Urbanizace a ovzduší

Dle Světové zdravotní organizace (WHO) je znečištění ovzduší kontaminací vnitřního či vnějšího prostředí jakýmkoliv chemickým, fyzickým nebo biologickým činitelem, který mění přirozené vlastnosti atmosféry. Již bylo zdokumentováno hodně nepříznivých účinků způsobených znečištěním ovzduší. Ročně zemře po celém světě přibližně 3,7 milionů lidí kvůli znečištění ovzduší. Navíc toto znečištění přispívá k dýchacím, kardiovaskulárním onemocněním a také k rakovině plic (Künzli et al., 2000; Pope, 2000; Schwela, 2000; Srám et al., 2005; WHO, 2014)

Mezi hlavní polutanty patří drobné částice (PM – particulate matter), oxid dusičitý ( $\text{NO}_2$ ), oxid siřičitý ( $\text{SO}_2$ ), ozón ( $\text{O}_3$ ), oxid uhelnatý (CO) a amoniak ( $\text{NH}_3$ ). Hlavními zdroji těchto znečišťovatelů ovzduší jsou motorová vozidla, spalovací zařízení v domácnostech a průmyslová výroba. Nejenže výše zmíněné polutanty znečišťují vzduch, výrazně se také podílí na acidifikaci půdy, okolních jezer a řek, což má významný vliv na úbytek rostlinných a živočišných druhů a tedy snížení biodiverzity a dále také třeba na redukci výnosnosti zemědělských plodin. Graf číslo 1 zobrazuje znečištění ovzduší v evropských zemích oxidy dusíku a síry a drobnými částicemi, které pochází z různých ekonomických sektorů.

Obecně by se dalo říci, že znečištění ovzduší je způsobeno různými procesy, které jsou řízeny odlišnými socio-ekonomickými aspekty, jako jsou třeba způsob dopravy, volba místa k bydlení či lokalita práce. Jako příklad lze uvést fragmentaci městského prostředí a tudíž potřebu dojíždění do práce, což neblaze působí na kvalitu ovzduší. Navíc v dnešní době každý do práce dojíždí především osobním automobilem, což zvyšuje počet vypouštěných emisí. V tomto případě je důležitá znalost vztahů mezi městským prostředím a kvalitou ovzduší, jež může skrze lepší prostorové plánování a dopravní strategii zlepšit kvalitu ovzduší (Freedman, 1995; FOE, 2013; Venkat Rao et al., 2014; Cárdenas Rodríguez et al. 2016).

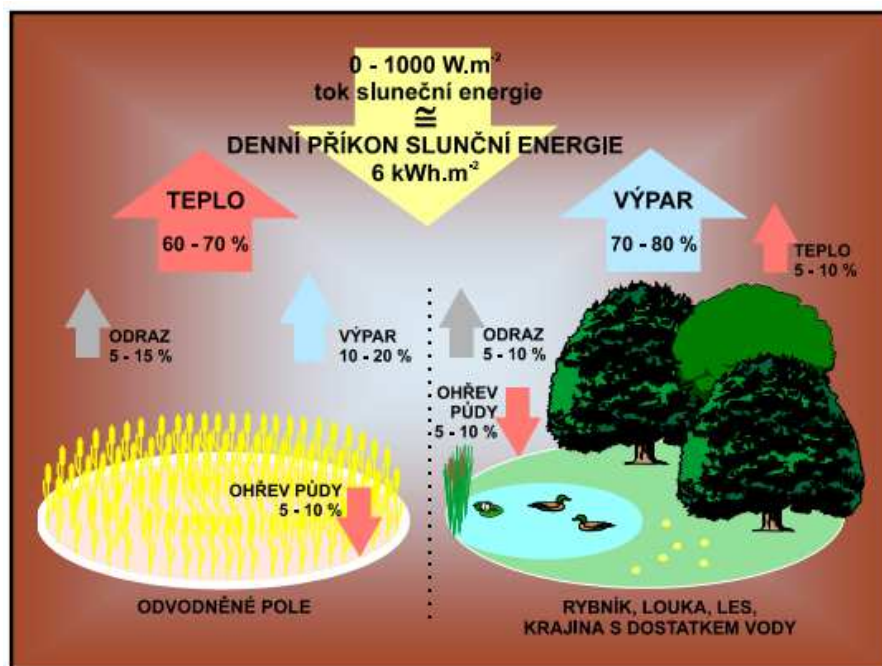


**Graf 1: Znečištění ovzduší oxidem dusičitým (NO<sub>2</sub>), oxidem siřičitým (SO<sub>2</sub>) a drobnými částicemi (PM) z různých sektorů v evropských zemích. Není zahrnuto Irsko, Malta a Kypr (Cárdenas Rodríguez et al. 2016). Data jsou z roku 2009 z Eurostatu. Upraveno.**

Dalším příkladem vlivu urbanizace na ovzduší je fakt, že mnohá městská prostředí nehledě na jejich nadmořskou výšku, klimatický region, ve kterém leží, atd. vykazují tzv. „efekt teplého ostrova“ (heat island), což má za následek nárůst teploty vzduchu oproti okolní krajině (Karl et al. 1988; Taha et al. 1999; Pickett et al. 2001; Baker et al. 2002; Arnfield 2003). Pro větší města platí, že maximální rozdíl v průměrných teplotách mezi městem a okrajem města (předměstím) se pohybuje v rozmezí od 6-12 °C (Kaye et al. 2006).

Obecně platí, že průměrné a minimální teploty v urbanizovaném prostředí se zvyšují a denní periody chladných a mrznoucích dnů ubývají. Toto se projevuje převážně nad zemským povrchem a sahá až po koruny stromů, po střechy obydlí, apod. Není to však pravidlem. Obecně je tzv. „efekt teplého ostrova“ viditelný během léta a v noci (Arnfield 2003; Gaffin et al. 2008).

Růst teploty v urbanizovaném prostředí je ovlivněn několika faktory. Jedním z hlavních a z nejdůležitějších faktorů jsou zde nepropustné materiály, které ve městech tvoří převážnou část povrchů, které pohlcují tepelné záření během dne a během nocí ho zas uvolňují v podobě dlouhovlnné radiace (viz obr. č. 5), čímž teplota klesá pomaleji než v příměstských a vesnických oblastech (Gaffin et al. 2008). Nepropustným materiálům se tato práce bude věnovat dále.



Obrázek 5: Koloběh látek a energií v přirozeném prostředí a v oblastech s malou propustností.  
Zdroj: Boucníková 2005 [online 25.4 2015.]

### 3.2.3 Vliv urbanizace na půdu

Půda je velmi důležitým abiotickým faktorem. Poskytuje zdroje minerálních látek pro rostliny, stejně tak jako fyzický podklad pro jejich existenci (Vlček a Činčura, 2001). Půda tvoří základ pro spoustu ekologických procesů a interakcí jako jsou třeba koloběh dusíku, dále poskytuje distribuci rostlin i živočichů, ve finále také místo pro lidské bydlení (Brady and Weil, 1999). Městské půdy se od venkovských liší především vyšší mírou antropogenního ovlivnění (Biasioli et al., 2006). Z urbanistického pohledu je půda vlastně územím pro umístění sídel, komunikací apod. (Buzek, 1995). Růst měst se v posledních letech odehrával především na úkor zemědělských půd, jež jsou klíčovým zdrojem, bez kterého se žádná země neobejde (EEA, 2006).

Přestože půdy v urbanizovaném a blízkém okolí jsou převážně upravené lidmi, poskytují mnoho ekosystémových služeb stejně jako půdy přirozené, neupravené (Effland and Pouyat, 1997). Tak jako přirozené půdy v urbanizovaném prostředí redukuje polutanty, „skladují“ uhlík a minerální živiny, slouží jako biotop pro rostliny a živočichy a zmírňují hydrologický cyklus pomocí absorpce, retence vody a zásobování vody (Bullock and Gregory, 1991; De Kimpe and Morel, 2000; Lehmann and Stahr, 2007, Pouyat et al., 2007a, b).



Díky poskytování těchto služeb hraje půda významnou roli jako „brown infrastructure“ městského ekologického systému. Vegetace neboli „green infrastructure“ poskytuje ekologické služby městu jako je například zmírnění toku energie pomocí koruny stromů (Akbari, 2002; Pouyat et al., 2007a; Heidt and Neef, 2008). „Brown infrastructure“ zase poskytuje ekologické služby v podobě infiltrace dešťových srážek a purifikace nebo také slouží jako médium pro stavbu budov (De Kimpe and Morel, 2000; Lehmann and Stahr, 2007; Pouyat et al., 2007b).

Jak již zde bylo několikrát zmíněno, tak přeměna přírodních stanovišť na urbanizovaná území způsobuje řadu lokálních vyhynutí rostlinných i živočišných druhů a to jak v regionálním, tak i dokonce v globálním měřítku (McKinney, 2002; Williams et al., 2009). Právě vlivem přeměny přirozených stanovišť se stává urbanizované prostředí epicentrem spousty introdukovaných nepůvodních druhů, z nichž mnozí se stávají invazními druhy, patogeny či hmyzími škůdci. A to jak nad zemí, tak právě i pod zemí v půdě (Lilleskov et al., 2008; McKinney, 2008; Reichard, 2010).

Kombinací různých lidských zásahů do půdy se mění obsah vody v ní obsažený. Jednou klesá, jindy zase narůstá. Například vysoce ovlivněné městské půdy často vykazují hydrofobní povrch, tvořící krusty a vysokou objemovou hmotnost, která omezuje či přímo znemožňuje infiltraci vody (Craul, 1992). Navíc půda v městském prostředí má tendence k vyšší evapotranspiraci než k infiltraci vody a to vlivem třeba vyšší teploty (heat island), jak bylo zmíněno v předchozí kapitole. Na druhou stranu městské půdy jsou často zavlažovány a půda je častěji narušována náhlými vlivy (změna zrnitosti a struktury půdy), což zpomaluje odvodnění půdy a zvyšuje se tak obsah vody v půdě. (Craul, 1992; Pouyat et al., 2007b).

Velmi důležitým a nepřehlédnutelným vlivem urbanizace na půdní prostředí jsou zvyšující se koncentrace těžkých kovů v půdě, které jsou spojované především s blízkým okolím komunikací, s vnitřním malováním stavebních prostor a vnějším malováním staveb a fasád, s výfukovými plyny - obecně s dopravou a odpadem z průmyslu (Schuhmacher et al., 1997, Mielke, 1999; Kaminski and Landsberger, 2000; Govil et al., 2001; Walsh et al., 2001, Van Bohemen and Janssen van de Laak, 20003; Zhang, 2006; Yesilonis et al., 2008). Mezi tyto těžké kovy patří kadmium (Cd), kobalt (Co), chrom (Cr), Měď (Cu), mangan (Mn), nikl (Ni), olovo (Pb) a zinek (Zn) (Wong et al., 2006).

Půda slouží jako „sink“ neboli jako místo pro ukládání různých prvků, v tomto případě těžkých kovů. Půda váže kovy skrze sorpci, komplexní reakce (tvorba komplexů) a skrze srážecí reakce (Yong et al., 1992). Tato schopnost vázat kovy je řízena dalšími aspekty jako jsou obsah organické hmoty, pH, kationtová výměnná kapacita a oxidy v půdě. A právě urbanizované prostředí má velký vliv na výše jmenované aspekty, které dokáží vázat těžké kovy a omezit tak jejich přístup k rostlinám a půdním organismům. Půda, která má relativně vysoký podíl organické hmoty, oxidů a neutrálně až mírně zásadité pH dokáže zmírnit dostupnost těžkých kovů živým organismům a snížit vyluhování těchto kovů do podzemní vody (Pizl and Josens, 1995; Brown et al., 2003). Pokud jsou však půdy narušeny a ztrácí organickou hmotu spolu s dalšími základními prvky, ztrácí schopnost vázat kovy, což vede ke zvýšení jejich dostupnosti pro živé organismy a k vyšší mobilitě (Farfel et al., 2005).

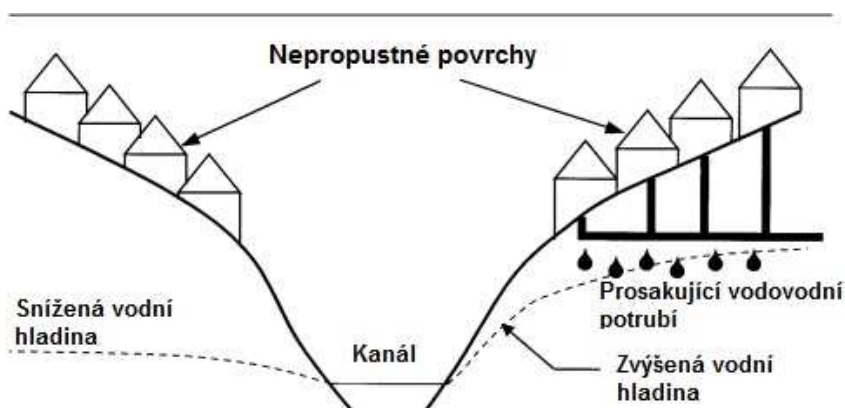
#### **3.2.4 Vliv urbanizace na vodní systém**

Urbanizace silně ovlivňuje vodní systémy. Mění jejich hydrologické, morfologické, ale i chemické složení. Taktéž stojí za změnami ve flóře a fauně (Ehrenfeld, 2000, Paul & Meyer, 2001, Walsh et al., 2005). Urbanizovaná území narušují přirozený vodní režim v krajině. Zvyšuje se odtok, rychlost odtoku, snižuje se infiltrace dešťových vod a tím pádem se snižuje obnova podzemních vod. Dochází k větší pravděpodobnosti znečištění vodních systémů ve městech (Krejčí, 2000). Důležitým prvkem zastavěných území může být také různorodost klimatu (deště, sucha, atd.), která je v urbanizovaných územích odlišná od nezastavěných území a mají vliv na vodní ekosystémy. U struktury a funkcí ekosystému je vhodné zkoumat především trofické úrovně. Je prokázáno, že klimatické vlivy, např. vlivy sezónních a meziročních rozložení srážek, mají významný vliv na množství bentických druhů (Theodore et al. 2010).

V posledních letech se začal v odborné zahraniční literatuře objevovat pojem „Syndrom urbanizovaných toků“, který vlastně popisuje degradaci vodních toků protékajících urbanizovanými oblastmi. Hlavními znaky syndromu městského odvodnění jsou rozkolísaný hydrogram, zvýšené koncentrace živin a kontaminantů, změny v morfologii a stabilitě koryta, snížená diverzita bioty, dominance tolerantních druhů, ale také třeba suspendované látky (Paul and Mayer, 2001; Walsh et al, 2005; Komínková et al, 2007).

Vysoce negativním a jedním z hlavních aspektů urbanizace jsou změny odtokového režimu (Booth & Jackson, 1997). Při zástavbě v intravilánu dochází k odstranění vegetace a zhutňování půdy, v horším případě k vytváření nepropustných ploch, což má za následek, že infiltrace srážek klesá a dochází k rychlému odtoku vody do říčních kanálů. Navíc se okolní povrch stává nepropustným – viz silnice, střechy, apod. A právě nepropustnost okolního povrchu v povodí vodního toku je primárním určovatelem kvantity a kvality vody ve vodním systému (Booth & Jackson, 1997, Brabec et al., 2002).

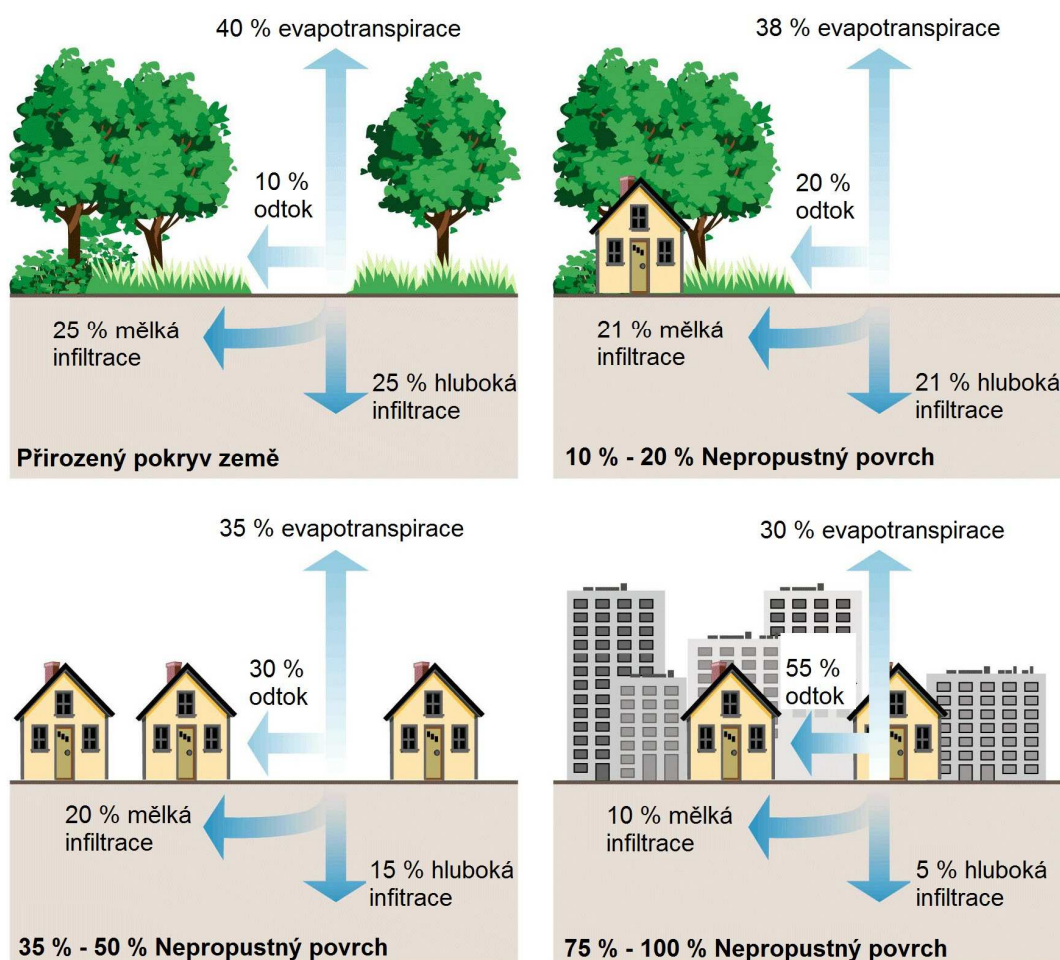
Je důležité zmínit podzemní vody, které poskytují vysoké množství vody do říčního systému během nižších průtoků (Burns et al. 2001). A právě s rostoucí plochou urbanizovaných nepropustných povrchů však klesá infiltrace, což má negativní vliv na podzemní vody a může to vést ke snížení jejich hladiny nebo také může dojít k transportu škodlivých látek z povrchových vod do vod podzemních. To se děje především za vydatných srážkových úhrnů vlivem turbulencí a erozi říčního dna, což zvyšuje infiltraci povrchové (říční) vody do podzemní vody (Krejčí, 2000). Jako zajímavost lze uvést, že růst urbanizovaných oblastí si žádá růst vodovodní sítě a její rozšiřování, což má za následek vytváření značně složitých vodovodních sítí. A zejména starší distribuční systémy, které mají potrubí více než 100 let staré, mohou být významným zdrojem pro podpovrchové vody, viz názorná ukázka na obr. č. 6. A to především díky netěsnosti a tudíž velkým únikům vody (Yang et al., 1999). Důležitým zdrojem doplňování podzemních vod se proto mohou jevit zavlažovací systémy, které se nacházejí zejména v bohatých městských oblastech (AlRashed Sherif, 2001).



**Obrázek 6:** Ukázka pohybu podzemních vod pod nepropustným povrchem, kde nalevo jsou nové vodovodní sítě, které neprosakují, a tudíž nedoplňují hladinu podzemní a naopak vpravo jsou staré vodovodní sítě prosakující a doplňující hladinu podzemní vody (Yang et al., 1999).

Jak již bylo popsáno výše, tak součástí urbanizovaných území je rostoucí povrch země nepropustnými povrchy, mezi něž spadají silnice, budovy, chodníky, parkoviště apod. To vše má za následek ohrožení kvality vody a integrity bioty v řekách. Tyto povrchy mají spousty přímých i nepřímých škodlivých účinků na vodní ekosystémy (Paul and Meyer, 2001).

Nepropustný povrch je obecně definován jako člověkem vytvořená hmota nebo materiál, který nedokáže vsáknout vodu. Tento povrch je spojován s lidskou činností, která zahrnuje konstruování transportní infrastruktury a staveb (Slonecker et al. 2001, Bauer et al. 2008). Dle Bootha (1991) mají nepropustné povrchy lví podíl na narušování přírodního hydrologického cyklu, což často vede k nestabilitě morfologie toku (obr. 7). Ten pak vyžaduje zásah člověka v podobě zpevňování břehů, jenž zvyšuje přísun difúzních zdrojů znečištění do vodního prostředí a tím pádem degraduje vodní stanoviště a biotu v něm obsaženou (Leopold et al., 1964; Bhaduri et al., 2000; Karr and Chu, 2000; Nelson and Booth, 2002; USEPA, 2002).



Obrázek 7: Změny v hydrologickém cyklu při různém podílu nepropustných ploch v povodí. (Arnold and Gibbons, 1996).

Například Schueler (1995) prostudoval několik studií zabývajících se nepropustností povrchu v okolí vodních toků a poukázal na to, že tyto studie vesměs poukazují na fakt, že ve vodním systému dochází k poklesu několika ekologických indikátorů pro makrozoobenthos a ryby ve vodním toku v zastavěném území. Indikátory mohou být různé látkové znečištění, například rozpuštěný organický uhlík DOC, celkový fosfor P, amonné ionty  $\text{NH}_4\text{-N}$ , atd. (Krejčí, 2000).

Většina výzkumů a studií poukazuje na významnou spojitost mezi vodními stanovišti, kvalitou vody, vodními bezobratlými druhy a rybami, které jsou citlivé na degradaci vodního stanoviště. Již 10 % nepropustného území v povodí vodního toku může ovlivnit fyzikální a biologické vlastnosti vodního systému (Schueler, 1994; Schueler, 1995; Booth & Jackson, 1997; Wang et al., 1997; Brabec et al., 2002; CWP, 2003; Miltner et al., 2004).

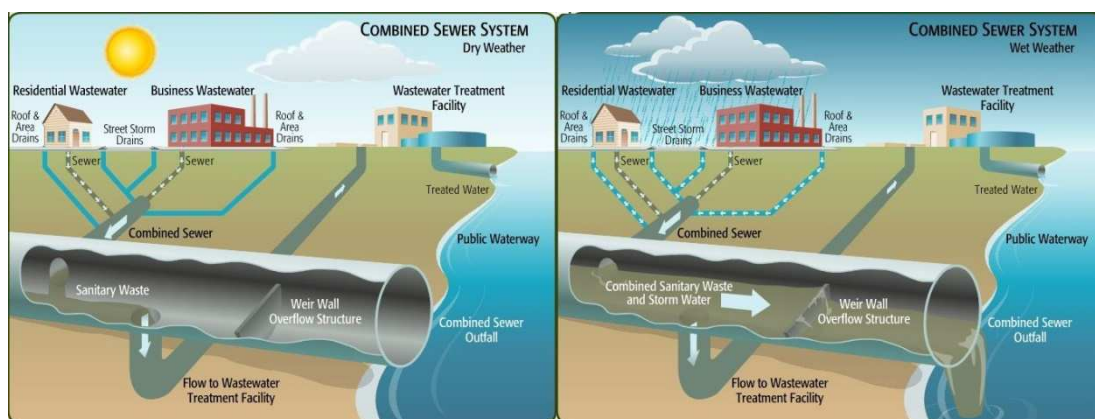
Například podle Stepenucka et al. (2002) a Wang a Kanehlem (2003) některé studie dokonce uvádějí pokles počtu vodních bezobratlých společenství při nižším procentuálním zastoupením nepropustných povrchů. Jedním z důležitých aspektů je také třeba zaústění dešťového odtoku z urbanizovaných území, jenž může krátkodobě vlivem zvýšení průtokové rychlosti vody v toku odplavit sesilní organismy (bentos) nebo může transportovat splaveniny odtrhávající biofilm z kamenů na dně toku do nižších poloh. To poté může vést k redukci samočisticích procesů v recipientu (Krejčí, 2000a).

Neustálé studium vlivů nepropustných povrchů je nezbytné pro porozumění vztahů mezi krajinou a proměnnými ve vodním systému a to především z důvodu stále většího záboru přirozeného prostředí zástavbou. Jedná se o takzvané urban sprawls neboli území zasažené suburbanizací – stěhování občanů a zástavby z jádra města do jeho okrajových částí. Z toho důvodu se neustále mění tzv. „land use“ neboli využívání krajiny (Hunsaker and Levine, 1995; Allan et al., 1997; Strayer et al., 2003). První studie o vodním systému se začali zabývat vlivem land use na kvalitu vody v zemědělských oblastech (Omernik et al., 1981). Všechny tyto práce se snaží o nalezení nějaké komplexní škály, která by vypovídala co nejpřesněji o interakcích a proměnných právě mezi land use (především okolním prostředím toku) a toky samotnými (Schiff and Benoit, 2007).

Velký počet studií poukazuje na rozdíly mezi regionálním land use, lokálním land use a břehovým land use. Lokální a břehový land use jsou lepšími prediktory bioty v toku než regionální land use. Naopak regionální land use je lepším

prediktorem kvality vody v toku, zejména pak koncentrací živin v toku a úrovní hydrologických změn toku (Lammert and Allan, 1999; Wang et al., 2001; Roy et al., 2003; Strayer et al., 2003, Booth et al., 2004). Nicméně Roth et al. (1996) například tvrdí, že biota bezobratlých v toku úzce koreluje s regionálním land use, zatímco Morley a Karr (2002) dospěli k závěru, že všechny výše zmíněné typy land use jsou stejně důležité, jak pro kvalitu vody, tak i pro biotu. Dle Allana a Johnsona (1997) či Pottera et al. (2004) jsou tyto rozdíly dány rozdílným způsobem měření a designem studií a také geografickou polohou.

Z pohledu kvality vody se zde objevují teze, že urbanizace a nárůst obyvatel je hlavním důvodem zhoršování kvality vody a to z hlediska teploty, pH, koncentrace rozpuštěného kyslíku, fosfátů nitrátů, a dalších škodlivých látek, jako je třeba toxický amoniak ( $\text{NH}_3$ ). Urbanizované oblasti mají často vyšší teplotu vody, což má za následek nižší obsah rozpuštěného kyslíku. V takových vodách probíhají chemické reakce mnohem rychleji a rozpouští se v nich více látek. Kyselé vody rozpouští více iontů, včetně těžkých kovů (např. hliník), což může ohrozit život ryb, ale taky může nevratně poškodit kořeny přibřežních rostlin, což má fatální následky pro přibřežní rostliny a rostliny nacházející se v toku samotném. Na druhé straně fosfáty a nitráty způsobující eutrofizaci vod, výrazně urychlují růst některých řas, jež spotřebovávají ve vodě kyslík (Krejčí, 2000a; Kulasová et al., 2006; Duh et al., 2008). Jak bylo popsáno výše, tak na kvalitu vody má velký vliv regionální land use, čili nejen samotná zástavba města, ale také její okrajové části a území nacházející se v celém povodí toku. Dalším významným přispěvatelem látkového znečištění v urbanizovaném území může být také ČOV za vydatných dešťů – viz obrázek č. 9 (Krejčí, 2002a).



**Obrázek 8: Obrázek vlevo zobrazuje trasu vody do čistírny odpadních vod (ČOV) během běžného počasí, naopak obrázek vpravo zobrazuje stav vody při vydatných intenzivních deštích. Z obrázku je patrné, že přepadový systém nestačí držet vodu a tak znečištěná voda putuje do vodního systému (EMS, 2016). Upraveno.**

### 3.3 Znečišťování povrchových vod

Už v prvopočátku docházelo ke znečišťování vod člověkem. Již staré civilizace produkovaly látky, které vodu jakostně znehodnocovaly. Veškerá vodstva, ať už řeky či moře, se bohužel stávají největšími skládkami lidského odpadu a to především z důvodu schopnosti vody rychle rozložit nahromaděný materiál a uvolnit tak místo pro jeho další hromadění (Hartman et al., 1998; Šterba, 2008).

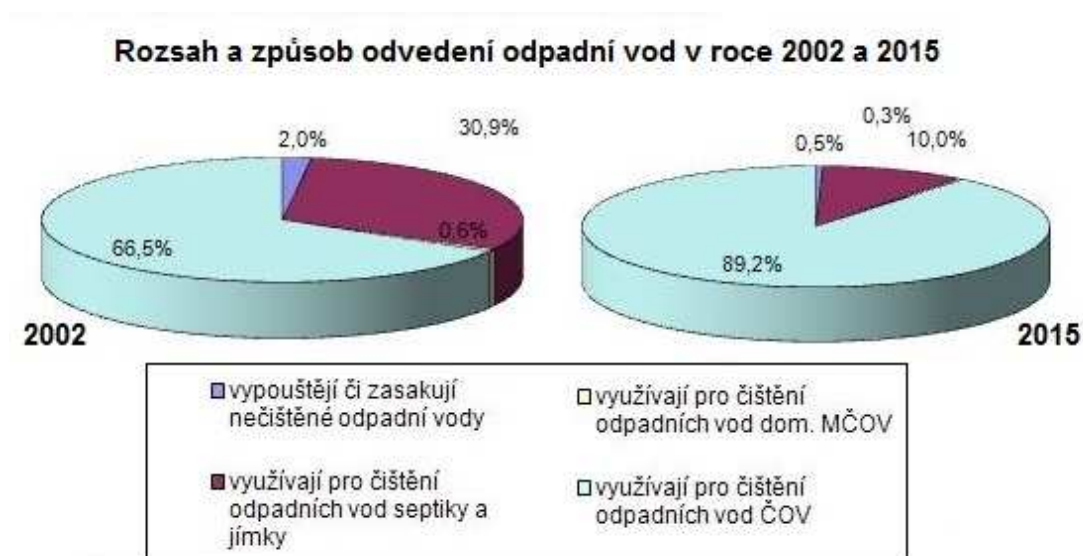
Tekoucí voda disponuje kinetickou energií, která je mimo jiné různou měrou využívána k transportu materiálu (Kender et al., 2000). Voda může přenášet minerální živiny, semena, hmyz, odpady, hnojiva, toxické látky i různé patogeny, které jsou smývány ze střechy, silnic, parkovišť a z různých jiných antropogenních povrchů tohoto typu, jež fungují jako rezervoár pro patogeny, těžké kovy, sedimenty a škodlivé chemické látky. Při dešti nebo tání sněhu jsou tyto polutanty spláchnuty do okolních vodotečí (Forman, Godron, 1993; Gaffield et al. 2003). Odnášený materiál může být jak v rozpuštěné tak nerozpuštěné formě (Kender et al., 2000). U vodního prostředí nastávají změny vždy směrem po proudu řeky, zvláště v zemědělské a urbanizované krajině. Toky vyššího řádu jsou kalné, což způsobuje z větší části eroze z obdělávaných polí. V tocích ještě vyššího řádu je voda více znečišťována usazeninami, pesticidy ze zemědělství a dost výrazně také městskými odpady (Forman, Godron, 1993).

Švehla et al. (2007) definuje znečištění vody obecně jako změnu fyzikálních, chemických a biologických vlastností vody. Znečištění povrchových vod může být způsobeno různými příčinami. První z nich jsou příčiny přírodní povahy, které jsou vyvolávány klimatickými, geomorfologickými a půdními vlivy. Ze zemědělství se z přírodních příčin uplatňuje především eroze půdy, která stojí za zkalením vody a odnosem sedimentů. Další příčinou je antropogenní povaha znečištění, jež souvisí s lidskou činností, např. s osídlením, průmyslem či se zemědělstvím. A samozřejmě další příčinou znečištění vod může být kombinace předchozích, výše zmíněných (Tlapák et al., 1992). Následkem znečištění vody je omezení v možnosti jejího využití. Nejvýznamnějším projevem znečištění jsou změny fyzikálně - chemických vlastností vody (Pitter, 2009).

Povrchové vody jako komplexní systém se díky svému znečištění stávají velkým problémem. Povrchové vody jsou využívány jako vodní zdroj, zároveň jsou však i recipientem (Synáčková, 1994). V urbanizovaných oblastech povrchové vody

přijímají převážně organický uhlík a fosfor, tzn. živiny a látky, které smyje dešťová voda ze zpevněných povrchů. Dešťová voda smývá i tzv. „dust and dirt“ (prach a špína ze střech, z automobilové dopravy, z vegetace apod.), tedy naakumulované znečištění během bezdešného období. Smyté množství těchto látek závisí na výšce srážek a intenzitě odtoku (Krejčí et al., 2002b; Vaze, Chiew 2002; Hope et al., 2003).

Vesměs jedním z nejdůležitějších faktorů u znečišťování vod je v podstatě lidský faktor, zejména pak tedy úroveň lidské kultury a vyspělost státu. Například odpadní vody jsou velkým problémem v rozvojových zemích, kde veškeré škodliviny a znečišťující látky jsou vypouštěny přímo do recipientu bez předchozí úpravy, čímž ohrožují vodní ekosystémy a zvyšují šanci vzniku epidemie. Naopak vyspělé státy se snaží eliminovat znečišťování vodních systému čištěním odpadních vod před vypuštěním do recipientu (Hartman et al., 1998; Šterba, 2008). Pro příklad je v kruhovém grafu č. 2 zobrazeno srovnání procentuálního rozsahu a způsobu odvedení odpadních vod v Libereckém kraji v letech 2002 a 2015.



**Graf 2: Rozsah a způsob odvedení odpadních vod v Libereckém kraji v roce 2002 a 2015 (GEOPORTAL).**

### 3.3.1 Druhy znečištění vodního toku

Znečištění vody z procesů, při kterých se voda přímo nepoužívá, se dají dle Synáčkové (1994) a MZE&MŽP (2013) rozdělit na **bodové** zdroje, **plošné** zdroje, **difúzní** zdroje a **havarijní** zdroje znečištění.

Jakost povrchových vod ovlivňují především bodové zdroje znečištění, kterými jsou města a obce, průmyslové závody a objekty soustředěné zemědělské živočišné



výroby. Hlavním znečištěním povrchových vod je znečištění obsažené v odpadních vodách, které jsou vypouštěny z objektů nacházejících se v zástavbě – veškeré objekty napojené na městské odvodnění. Úroveň ochrany vod před znečištěním se nejčastěji hodnotí podle vývoje produkovaného a vypouštěného znečištění (Krejčí et al., 2002b; MZE&MŽP 2013).

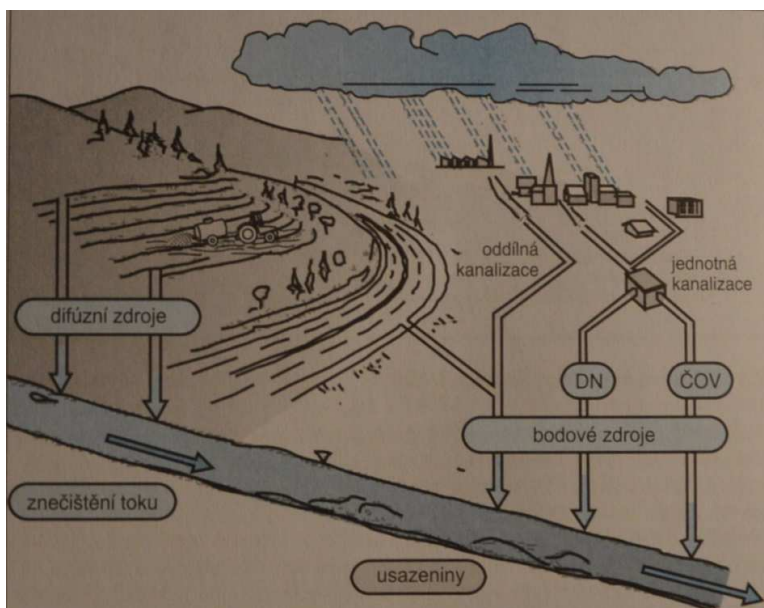
Jakost povrchových a podzemních vod významně ovlivňují rovněž difúzní zdroje znečištění, které představují drobné bodové zdroje. Mezi ně řadíme kupříkladu odtok ze zemědělské půdy, která se v případě Smržovského potoka nachází hojně na horním toku, odtok ze sídel, obhospodařování rybníků, atmosférickou depozici a erozní splachy z terénu. Podíl difúzního zdroje znečištění je podstatný především u dusičnanů, pesticidů, během acidifikace, méně u fosforových látek (Langhammer, 2012; MZE&MŽP 2013).

Jakost povrchových a podzemních vod mohou negativně ovlivnit i havarijní znečištění, které bývají nejčastěji způsobeny ropnými nebo chemickými látkami. Třeba v roce 2012 evidovala Česká inspekce životního prostředí na území České republiky celkem 196 případů úniků do povrchových vod a čtyři úniky do podzemních vod. V blízkosti dolního toku Smržovského potoka se nacházejí dvě benzínové pumpy, které by v případě havárie nebo úniku ropných látek mohly vážně ovlivnit vodní systém, viz mapa č. 1.



**Mapa 1: Mapa zobrazující místa možného rizika úniku chemických látek do Smržovského potoka (GEOPORTAL).**

Posledním zdrojem znečištění můžeme nazvat plošný zdroj znečištění, který na rozdíl od bodového znečištění nelze kvantifikovat. Jinými slovy nelze označit jedno konkrétní místo, které by šlo označit jako zdroj. V tomto případě se kvantifikace provádí pomocí statistických a matematických modelů. Plošné znečištění vodních systému probíhá především povrchovým smyvem, který ve velkém může ovlivnit třeba průběh a intenzitu erozních procesů (EPA, 2012; Langhammer, 2012). Na obrázku č. 8 je zjednodušené znázornění zdrojů znečištění vodních toků.



Obrázek 9: Bodové a difúzní zdroje znečištění vodních toků (Krejčí, 2000a). Upraveno.

### 3.3.2 Základní skupiny škodlivých látek u povrchových vod

Jakost vody se určuje na základě jejích fyzikálně-chemických vlastností, kde se stanovuje míra obsahu vybraných látek ve vzorku vody. Tyto vybrané látky lze členit několika způsoby. Základním hlediskem bývá především chemické složení sledovaných látek, které lze rozlišit na dvě základní skupiny, a to anorganické škodlivé látky a organické škodlivé látky. Jiným způsobem určení škodlivosti látek ve vodě může být třeba míra jejich toxicity, která se dá rozdělit do tří skupin, a to na látky, které působí přímo toxicky nebo způsobují sensorické závady, látky, které ovlivňují kyslíkovou bilanci recipientu a látky inertní (anorganické nerozpustné a rozpustné netoxické látky). Nejobecnějším rozdělením skupin škodlivých látek je rozdělení na primární znečištění (P), které je způsobeno přítomnými látkami v odpadní vodě, popřípadě změnou některých vlastností vody. Druhou skupinou je pak sekundární znečištění (S), které lze popsat jako nadměrný rozvoj některých organismů, jenž je vyvolán přísunem vhodných látek. Níže jsou vypsány skupiny

škodlivých látek s krátkou charakteristikou a s označením, zda se jedná o primární (P) či sekundární (S) znečištění (Pitter, 1999; Langhammer, 2002; Kučerová et al., 2010).

- a) Soli (P) - voda obsahuje různé rozpuštěné částice soli, které při zvýšeném výskytu způsobují třeba acidifikaci vodního prostředí (např. sodík, vápník, draslík, síran atd.).
- b) Těžké kovy (P) - rozpustné, nebo nerozpustné sloučeniny kovů se dostávají do vod z různých technologických procesů, z průmyslu a automobilové dopravy a způsobují převážně toxicitu prostředí (např. Zi, Cu, Ni, Cr, As, Hg, Pb)
- c) Radioaktivita (P) – těžba uranu, apod.
- d) Pevné látky (P) - do vody se dostanou toxické, nebo netoxické částičky pevných látek vlivem eroze, zvržením usazenin
- e) Sloučeniny dusíku a fosforu (S) – jedná se o důležité nutrienty, kde však nadměrný výskyt způsobuje eutrofizaci vod
- f) Halogeny (P) – ve vyšší koncentraci mají toxické účinky, do vody se dostávají většinou z průmyslu v odpadních vodách
- g) Organické látky různého složení (P) – mají toxické účinky a do vody se dostávají většinou při nějaké havárii či v odpadních vodách (pesticidy, ropné látky, fenoly, apod.)

Hodnocení jakosti povrchových vod se v České republice provádí podle normy ČSN 75 7221, kde klasifikace jakosti vody vychází ze zhodnocení vybraných ukazatelů, jež se rozděluje do šesti skupin, a které budou popsány v kapitole Legislativa. Dle Kučerové et al. (2010) se z hlediska ochrany životního prostředí nejčastěji sledují znečištění zobrazená v tabulce č. 1.

**Tabulka 1: Nejčastěji sledovaná znečištění vod z hlediska ochrany životního prostředí dle Kučerové et al. (2010).**

BSK, CHSK	Biochemická a chemická spotřeba kyslíku (indikuje organické znečištění).
Dusík ( $\text{NO}_3^-$ , $\text{NO}_2^-$ , $\text{NH}_4^+$ )	Zvýšené koncentrace těchto dusíkatých látek indikují únik ze zemědělské půdy a fekální znečištění (eutrofizace vod).
Radioaktivní prvky (U, Ra, Rn)	Indikují radioaktivní znečištění.
Detergenty, fenoly, ropné látky, oleje, těžké kovy	Indikují průmyslové a komunální znečištění.
Pesticidy	Zemědělské znečištění.

### 3.4 Samočištění vodního toku

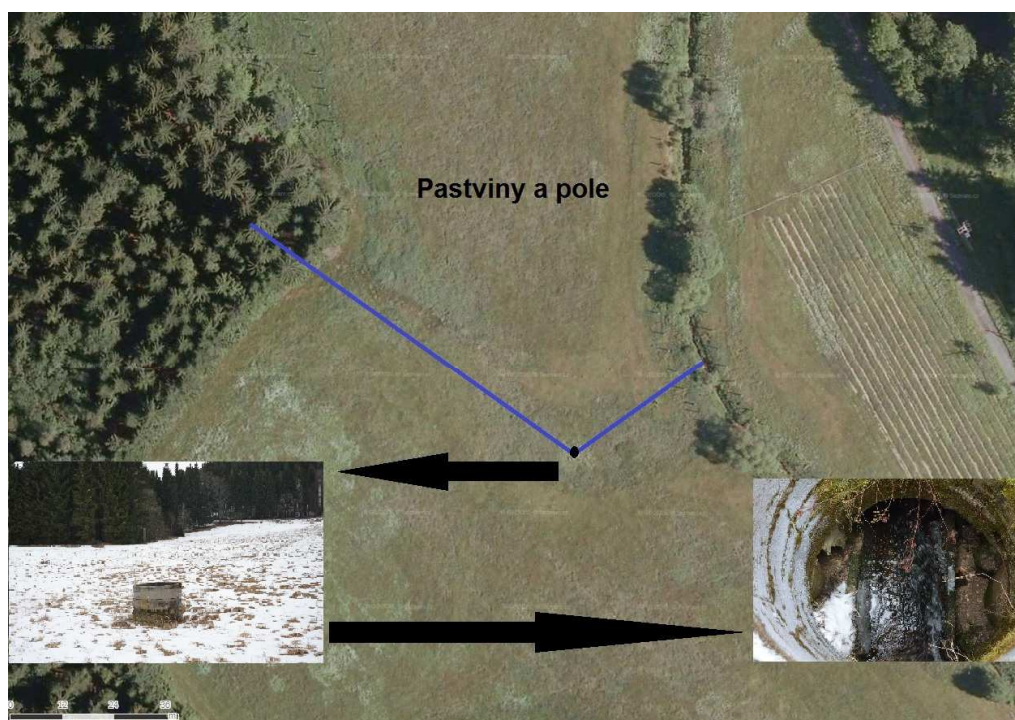
Samočištění vodního systému představuje soubor rozmanitých procesů, kterými se prostředí vodního toku vyrovnává s přísunem různého znečištění – např. nedostatečně vyčištěné odpadní vody. Jedná se o procesy ředění, sedimentace, chemického a biologického rozkladu nebo naopak srážení, transformace znečištění v potravním řetězci. Je to vlastně proces, při kterém dochází ke zlepšení kvality vody přirozenou cestou, tj. bez pomoci člověka (Tlapák, 1992).

Samočištění vodního systému se dá rozdělit na tři procesy, a to fyzikální, chemické a biologické. Nejvýznamnějším fyzikálním procesem samočištění v tocích je sedimentace neboli usazování částic. Dalšími procesy mohou být odplavování, difúze kyslíku ve vodním prostředí či rozptyl, promíchávání a naředování znečišťujících látek. Mezi chemické procesy samočištění se řadí zejména oxidace a hydrolyza, ale také iontová výměna. Tyto chemické reakce napomáhají k odbourávání části organického znečištění. Nejdůležitějšími procesy samočištění jsou ty biologické, kdy se organické látky obsažené ve vodě stávají součástí trofické pyramidy, čili zde slouží jako potrava vodních organismů a dochází tak k budování organické hmoty z těchto látek. Zároveň tu probíhá i proces mineralizace, kdy různí destruenti neboli saprofyty, ve většině případů společenstva mikrobiálních organismů, narušují organickou hmotu, ze které se pak stávají látky anorganické, které využívají rostliny produkující kyslík. A právě kyslík se významně podílí na průběhu tvorby biomasy (aerobní podmínky) a zároveň na rozkladu organické hmoty (anaerobní podmínky). Velmi důležitou úlohu v procesech samočištění hraje i sluneční záření, jelikož jeho působení má vliv na téměř všechny fáze změn anorganických a organických látek. Významně ovlivňuje asimilaci uhlíku při fotosyntézu, ale také

teplotní poměry ve vodě. (Hyánek, 1991; Tlapák 1992; Langhammer, 2002; Kučerová et al., 2010, Rödlová, 2012).

### 3.5 Vodní toky v minulosti

Člověk vodní toky v minulosti různým způsobem upravoval a přetvářel. První vodohospodářské zásahy do vodních systémů probíhaly již ve středověku, kdy se budovala vodní díla, jako jsou mlýnské náhony, nábřežní zdi, pily, jezy apod. Do všech těchto vodních děl bylo potřeba navádět vodu. Později na konci 19. století s pomocí síly páry a naftových strojů začal člověk přeměňovat celé řeky v umělá koryta nebo plavební kanály. Potoky sváděl do betonových koryt, nebo je přímo zatrubňoval a odvodňoval tak okolní pole viz obrázek č. 10 ze zájmového území. Na divočících bystřinách budoval kupříkladu stupňovité kaskády a přehrážky proti pohybu štěrku.



**Obrázek 10:** Zatrubnění části Smržovského potoka vytékajícího z lesa z důvodu získání plochy pro zemědělské potřeby (www.mapy.cz; autor 2015).

Největší zásahy do vodního systému započaly při zavedení zemědělské velkovýroby v 50. a 60. letech minulého století. Tyto zásahy gradovaly v 70. a 80. letech 20. století, kdy se i nadále ve velkém rozvíjely technické vymoženosti. Hlavním cílem těchto úprav bylo především získávání zemědělských ploch v nivách, kde bylo zapotřebí odvodnění a ochrana před častějšími záplavami. Vodní toky byly

tudíž napřimovány, což mělo významný vliv na rychlejší odtok a tudíž na zhoršení kvality vody, docházelo k výraznému odnosu živin, ke snížení biodiverzity a celkově k poklesu ekologického stavu vodního systému. K těmto negativním důsledkům napřimování toků přispíval i fakt zvýšeného používání chemických prostředků na zemědělských plochách. Úpravy byly také prováděny z důvodu rozšiřování zastavitelných ploch a jejich protipovodňové ochraně, případně pro energetické využití nebo zesplavnění vodních toků. Původní přírodní koryta, mělká, členitá a poměrně málo kapacitní, byla při úpravách nahrazována koryty geometricky pravidelnými, hlubokými a s podstatně větší kapacitou. Tyto technické úpravy vodních toků byly prováděny až do nedávné minulosti. Je však nutno podotknout, že bez jisté míry upravenosti vodních toků by mohla současná společnost těžko existovat. Některé z těchto opatření však v průběhu času ztratily význam a upravenost potoků a řek během let překročila únosný rozsah (Just et al., 2003; Atelier Fontes, 2005; Just, 2011).

Jelikož napřimování toků mělo spoustu negativních dopadů, začalo se na konci 20. století s revitalizacemi vodních toků, které měly za úkol vytvořit opět členitější a mělkčí koryto, zpomalit tok a obecně vrátit tok do podoby blízké té přirozené. Jedním z hlavních cílů revitalizace je totiž nastolení samočistících procesů, obnova aquatického ekosystému a podpora krajinyotvorné funkce (Lellák a Kubíček, 1991; Bakulová, 2003; Just 2003; Cílek et al., 2004).

### **3.6 Městské odvodnění**

Důležitou disciplínou, kterou je nutno v této práci vyzdvihnout, je městské odvodnění, jež se zabývá vznikem, transportem a čištěním odpadních vod. Čili se zabývá prvky, které mají podstatný vliv na vodní toky a vodní zdroje. Prvotní a základní myšlenkou městského odvodnění bylo vymýcení hygienických problémů v urbanizovaných územích, které po zavedení stokových sítí téměř vymizely. Dalším cílem tohoto odvodnění bylo zvýšení komfortu bydlení a ochrana nemovitostí před lokálními záplavami. V současné době je zde snaha o vytvoření městského odvodnění, které zohledňuje i dlouhodobou ochranu životního prostředí (Krejčí, 2002a).

První stokové sítě byly budovány v Anglii v druhé polovině 19. století, odkud pak základní zkušenosti putovaly dále do pevninské Evropy, především pak do

Německa a odtud do českých zemí. Hlavní zásadou bylo napojení veškerých odpadních vod a jejich transport do čistíren odpadních vod, a poté do recipientu. Postupem času byly všechny tyto trasy zatrubňovány, a tím vznikaly plochy pro další růst měst a mizely estetické problémy zapříčiněné častým výskytem vodotečí (Krejčí, 2002a)

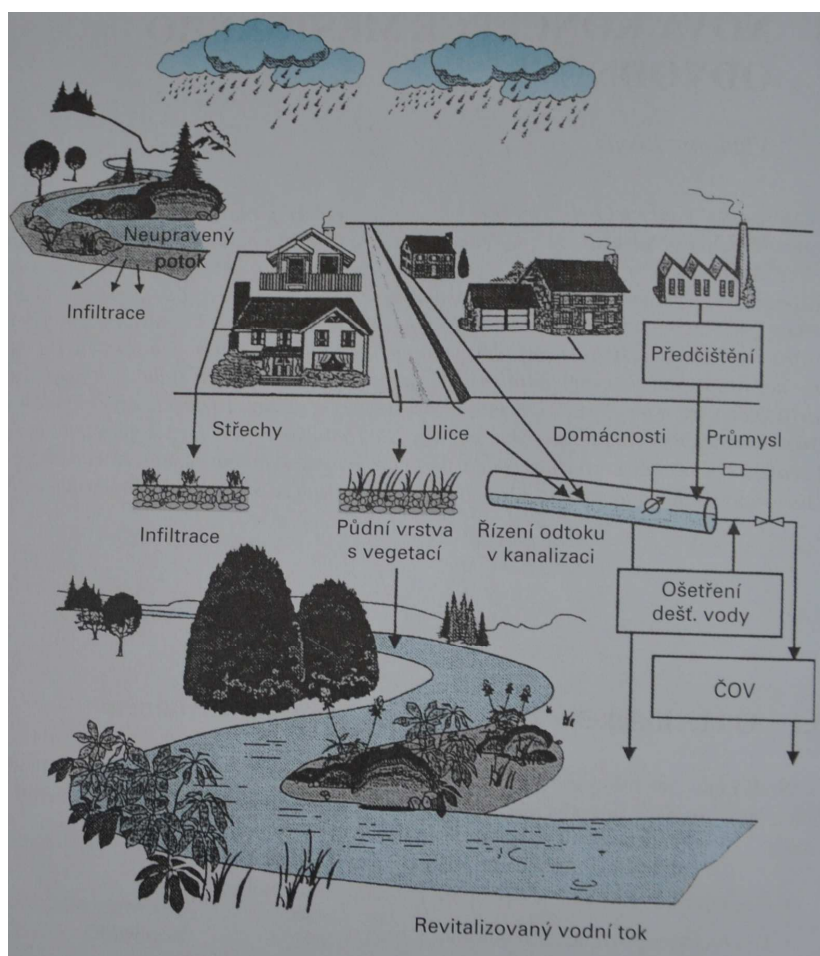
Největší zátěží procházejí stokové sítě při vydatných deštích, kdy ČOV disponují nedostatečnou kapacitou a tudíž se odpadní voda ředí se srážkovou vodou a putuje přímo do toku, aniž by byla čištěna. Viz obrázek č. 8 v kapitole Vliv urbanizace na vodní systém. Z tohoto důvodu je zde snaha na zavedení nové koncepce, která se snaží přiblížit přirozenému způsobu odvodnění v nezastavěných povodích a zmírnit negativní důsledky urbanizace krajiny na hydrologický režim i na vodní ekosystémy. Jinými slovy je zde snaha o co nejpomalejší odvedení vody a její zaústění do recipientu po ošetření v čistírnách odpadních vod, pokud to bylo nutné. Systém nové koncepce odvodnění je zobrazena na obrázku č. 11 (Krejčí et al., 2002a; Krejčí, 2002b).

Nejnovější trendy se snaží o přiblížení se přirozenému způsobu odvodnění v nezastavěných povodích, což vede ke snižování negativních dopadů urbanizace a to jak na lokální hydrologický režim, tak i na celkový vodní ekosystém (Krejčí et al., 2002). Jak zobrazuje obrázek s novou koncepcí odvodnění, tak v dnešní době je snaha o to, aby dešťový odtok ze střech zasakoval do půdy (lze provést pouze v případě málo znečištěných střech), odtok dešťové vody z komunikací jednoduše čistit a pomalu odvádět a pouze silně znečištěné odpadní vody transportovat k víceúrovňovým čistírnám odpadních vod. Důraz se tedy klade na rychlé odvedení vody z obydlených území (především z hygienických a protipovodňových důvodů), ale zároveň co nejpomalejší transport k čistírně odpadních vod, jak bylo popsáno výše (Krejčí et al., 2002).

Látkové znečištění z dešťového odtoku se významně podílí na kvalitě vodních systémů v urbanizovaném prostředí, a proto měl by být tento odtok dostatečně sledován. Velkým rizikem pro vodní toky je také splach z polí a frekventovaných dopravních komunikací. V místech, kde se vyskytuje velké znečištění dešťového odtoku, není proto vhodné volit metodu infiltrace, jelikož se nežádoucí látky mohou akumulovat v zasakovacím horizontu (Krejčí et al., 2002).

Dalším velikým problémem v souvislosti s městským odvodněním a kvalitou vodních toků je skutečnost, že především v rostoucích příměstských částech nejsou

všechny objekty napojeny na stokovou síť a do vodotečí se tak dostávají látky antropogenního původu.



Obrázek 11: Systém koncepce odpovídající novým zásadám (Fleckseder 1994 in Krejčí 2002b).

Další budoucí koncepce městského odvodnění by měly plně vyhovovat zásadám trvale udržitelného rozvoje, čili měly by co nejvíce zachovat či se podílet na zlepšení životního prostředí v souladu se společenským a hospodářským pokrokem (Krejčí, 2002b).

### 3.7 Ekologický stav vodního toku

Stále větší hrozba vyhynutí mnoha vodních organismů a ztráta vodní biodiverzity vešla do povědomí zákonodárců a politiků v mnoha zemích, což bylo reflektováno pevnými základy v legislativě, pravidlech a regulacích ohledně ochrany vodních druhů a jejich biotopů. Roku 2000 vydala Evropská unie Rámcovou směrnici o vodní politice 2000/60/ES, jenž ustavuje rámec pro Společenství v oblasti



vodní politiky. Dle této směrnice se řídí všechny státy EU včetně ČR. Hlavním účelem směrnice je snaha vynutit v téměř celé Evropě implementaci komplexního přístupu na udržitelnost vodních zdrojů. Směrnice popisuje nový přístup v hodnocení stavu vodních toků, založený na hodnocení biologického (ryby, bezobratlí, makrofyta, apod.) a chemického stavu (koncentrace znečišťujících látek a živin), resp. ekologického potenciálu vodních toků. Dle článku č. 2 v této směrnici je ekologický stav definovaný jako vyjádření kvality struktury a funkce vodních ekosystémů spojených s povrchovými vodami. Základním principem tohoto hodnocení je tedy porovnání změn kvality vodního prostředí s referenčními podmínkami a hodnotami, jež jsou definovány v pěti stupních, které jsou zobrazeny v tabulce č. 2 (EP, 2000; MŽP, 2001; Hering et al., 2010; Baláži et al., 2011; Pander and Geist, 2013; Langhammer, 2014).

Ekologický stav vodního toku je popisován ve třech aspektech a to v:






- 1) v aspektu **morfologickém**, kde se řeší tvary a rozměry koryt, charakter proudění, splaveninový režim
- 2) v aspektu **fyzikálně-chemickém** - kvalita vody
- 3) v aspektu **biologickém** – co ve vodním toku žije (fytoplankton, zoobentos, apod.)

Stav vodního toku je tím lepší, čím více se blíží stavu v daném místě či úseku přirozenému. Je zřejmé, že pokud není potok nebo řeka v dobrém stavu po stránce morfologie a kvality vody, ani jeho biologický stav nebude optimální (AOPK, 2015). Dle vyhlášky č. 98/2011 Sb. o způsobu hodnocení stavu útvarů povrchových vod, způsobu hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých útvarů povrchových vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu povrchových vod se ekologický stav klasifikuje a značí tak, jak je znázorněno v tabulce č. 2, a jak již bylo zmíněno výše (eAGRI, 2015).

Prioritní postavení v hodnocení ekologického stavu vodního toku mají biologické prvky kvality, tedy synergická reakce jednotlivých společenstev, projevující se ve změně jejich struktury a fungování. Mezi biologické prvky kvality řadíme makrozoobentos, fytozobentos a makrofyta, fytoplankton a ryby. Pro každou z těchto skupin si každý členský stát vytvořil metodiku, podle které hodnotí míru

ovlivnění vodního prostředí. Míra tohoto ovlivnění se vyjadřuje metrikami, které se transformují a vyhodnocují jako jednotlivé třídy ekologického stavu, které byly zmíněny v odstavci výše (Makovinská, 2012).

**Tabulka 2: Znárodnění klasifikace ekologického stavu povrchových vod (Vyhláška č. 98/2011 Sb., eAGRI 2015) Upraveno.**

Klasifikace ekologického stavu	Barevné označení
Velmi dobrý	modrá 
Dobrý	zelená 
Střední	žlutá 
Poškozený	oranžová 
Zničený	červená 

### 3.7.1 Morfologické aspekty

Morfologický stav monitoruje hydromorfologické ukazatele ekologické kvality vodních toků jako jsou velikost a dynamika proudění, kontinuita vodního toku, propojení na útvary podzemních vod, proměnlivost koryta toku (hloubka, šířka a to jak v příčném, tak i podélném tvaru a jejich variabilita), struktura dna a struktura příbřežních zón. Hodnotí se zde také překážky v průchodnosti toku. Ekomorfologickým posouzením vodních toků celkově rozumíme vlastní morfologii koryta, stavebně-technická opatření ve vodním toku a bezprostřední okolí neboli charakter a užívání břehu (Kabelková et al., 2002; Langhammer, 2007).

### 3.7.2 Fyzikálně-chemické aspekty

Fyzikálně-chemické aspekty se řídí nařízením vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb. Do těchto ukazatelů spadá rozpuštěný kyslík, pH, konduktivita, amoniakální dusík a amonné ionty, dusičnanový dusík, celkový fosfor, organické látky a jiné. Všechny fyzikálně chemické prvky by měly korespondovat a měly by být v souladu s biologickými prvky kvality.

Je nutné poznamenat, že hydromorfologické a všeobecné fyzikální a chemické podmínky jsou pouze podpůrnými prvky pro biologické elementy dobrého ekologického stavu (I-Zpravodaj COŽP, 2005). V tabulce č. 3 jsou znázorněny prvky

definující ekologický stav a v tabulce č. 3 jsou zobrazeny ukazatele jakosti povrchových vod spjaté s ekologickým stavem vodního toku.

**Tabulka 3: Prvky, které definují ekologický stav (I-zpravodaj COŽP, 2005).**

Prvky biologické kvality		
Řeky a jezera	Přechodové vody	Pobřežní vody
Fytoplankton	Fytoplankton	Fytoplankton
Makrofyty a fytoENTOS	Bahenní rostliny	Bahenní rostliny a krytosemenné
Bentická bezobratlá fauna	Krytosemenné	Bentická bezobratlá fauna
Rybí fauna	Rybí fauna	
Prvky hydromorfologické kvality		
Řeky	Jezera	Přechodové a pobřežní vody
Hydrologický režim	Hydrologický režim	Přílivový režim
Kontinuita řek	Morfologické podmínky	Morfologické podmínky
Morfologické podmínky		
Prvky fyzikální a chemické kvality pro řeky, jezera, přechodové a pobřežní vody		
Všeobecné podmínky	Řeky a jezera Koncentrace živin Stupeň slanosti pH Rovnováha kyslíku Schopnost neutralizovat kyseliny Teplota	Přechodové a pobřežní vody Koncentrace živin Teplota Rovnováha kyslíku Průhlednost
Specifické syntetické a nesyntetické znečišťující látky	Látky z Přílohy x a látky vypouštěné ve významných množstvích	Látky z Přílohy x a látky vypouštěné ve významných množstvích

**Tabulka 4: Orientační přehled sledovaných ukazatelů jakosti povrchových vod (Matoušková, online)**

Fyzikální a fyzikálně-chemické ukazatele	jednotlivé ukazatele	např. teplota, hustota, pH
	skupinové ukazatele	rozpuštěné a nerozpuštěné látky, konduktivita
Chemické a biochemické ukazatele	jednotlivé ukazatele	např. kyslík, amoniak, dusitany, dusičnany, fosfor, chlorid, calcium, magnesium, těžké kovy, tensidy
	skupinové ukazatele	např. BSK <sub>5</sub> , ChSK, TOC
Biologické ukazatele	saprobní	např. saprobní index
	biotické	např. BBI
	a další ukazatele	např. index diversity, trofický systém

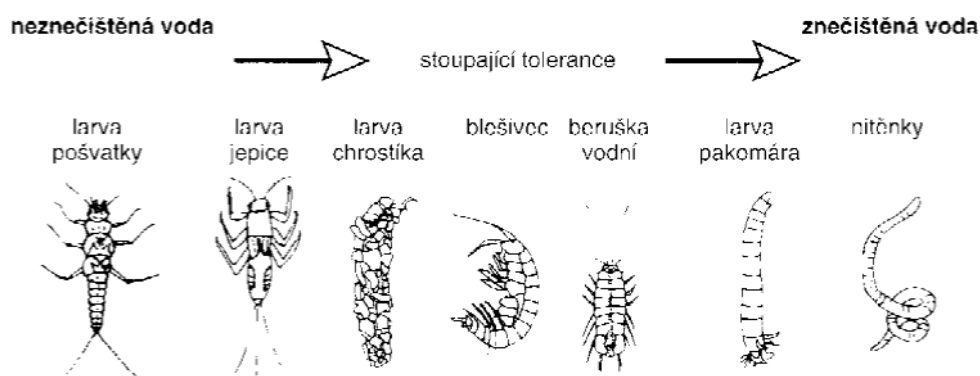
### 3.7.3 Biologické aspekty

Bývá pravidlem, že stav biodiverzity poukazuje na celkový stav ekosystému. Úmluva o biologické rozmanitosti z Rio de Janeira (1992) definuje biodiverzitu jako variabilitu všech žijících organismů, včetně terestrických, mořských a jiných vodních ekosystémů a ekologických komplexů, jejichž jsou součástí; zahrnuje různorodost v

rámci druhů, mezi druhy i ekosystémy (Zákon o sjednání úmluvy o biologické rozmanitosti 134/1999 Sb., 1999).

Biologického hodnocení ekologického stavu se však soustředí především na biodiverzitu makrozoobenthosu, na kterém jsou postaveny skoro všechny metody hodnotící biologickou složku vodního toku. Metody vycházející z monitoringu bentických bezobratlých jsou totiž nejúspěšnější (De Pauw et al., 1993).

Společenstvo makrozoobenthosu se vyskytuje skoro ve všech vodních tocích, i v těch případech, kde chybí například ryby. Významně se podílí na koloběhu živin, jejich transformaci a transpozici mezi ekosystémy, živí se bakteriomasou a fytomasou, kterou z toků odstraňují, naopak makrozoobenthos slouží jako potrava pro jiné. Pro svou citlivost vůči nedostatku kyslíku, znečištění organickými i anorganickými látkami a změnami v biotopu jsou významnými bioindikátory, tedy vhodným společenstvem pro hodnocení kvality vod, viz názorná ukázka tolerance k organickému znečištění na obrázku č. 12. Další jejich nepopíratelnou výhodou je celkem lehký odchyt díky jejich malé hybnosti a jejich soustředění se u dna. Relativně snadné je i určení díky dobře propracované taxonomii a určovacích klíčů určených k determinaci konkrétních druhů (Rozkošný, 1980; Wright, 1995; Kokeš et Vojtíšková, 1999; Králová, 2001; Kabelková et al., 2002).



**Obrázek 12: Rozdíly v toleranci k organickému znečištění různých skupin bezobratlých (Králová, 2001).**

Níže stručná charakteristika a popis vybraných důležitých taxonů vodních bezobratlých:

### **Řád Ephemeroptera (jepice)**

Dospělé jepice mají jemné a hladké tělo, dva páry nesložitelných křídel a dva až tři tenké dlouhé přívěsky na konci zadečku (vyvinuté štěty a prostřední vyvinutý paštět).

Larvy mají oproti dospělcům dobře vyvinutou hlavu, která je stejně široká jako hrud'. Stejně jako dospělci mají dva štěty a prostřední paštět. Jejich proměna je nedokonalá a nymfy (resp. najády) se vyvíjejí ve vodě, dýchají pomocí tracheálních žáber, které mají na zadečku. Celkový tvar těla je dobře přizpůsoben různým podmínkám životního prostředí, lze tak rozeznat larvy hrabavé, lezoucí, ploché a plovoucí. Najády se živí převážně řasovými nárosty a organickým detritem. Samy jsou důležitou složkou potravy řady dalších vodních živočichů. V ČR je uváděno 97 druhů, jsou významnými indikátory čistoty vody (Rozkošný, 1980; Pokorný et. Šifner, 2004; McGalvin, 2005).

### **Řád Plecoptera (pošvatky)**

Larvy jsou válcovité, podobné dospělcům, na zadečku mají vyvinuté dva dobře viditelné štěty. Po stranách hlavy mají nápadné složené oči. Vývoj larev je jednoletý, velké druhy mají vývojový cyklus dvouletý nebo tříletý. Larvy pošvatek mohou být jak dravé, tak i býložravé. Žijí převážně na kamenech, šterku, písku a dospělé larvy hlavně při březích. Dospělec po opuštění vodního prostředí žije jeden až dva týdny. V ČR je udáváno na 115 druhů. Většina z nich citlivě reaguje na znečištění vody, jejich přítomnost indikuje nízkou míru znečištění. (Rozkošný, 1980; Pokorný et. Šifner, 2004).

### **Řád Trichoptera (chrostíci)**

Nejrozmanitější řád vodních bezobratlých, celosvětově známo přes 13500 druhů, v ČR cca. 255 (žijí v tekoucích, ale i mořských vodách, některé dokonce terestricky). Larvy se mohou živit jak rostlinnou, tak živočišnou potravou, podle toho mají uzpůsobené kousací ústrojí. Jejich tělo je měkké, proto si pomocí snovacích žláz budují úkryty z detritu, písku či větviček – to jsou druhy označované eruciformní (staví si schránky). Opakem jsou druhy campodeoidní neboli druhy, co si schránky nestaví. Proměna je dokonalá. Larvy se vyskytují převážně v čistých nebo slabě znečištěných vodách (xeno- až mezosaprobity). Slouží jako důležitá složka potravy ryb, samy se podílí na destrukci organické hmoty. Larvy svým výskytem indikují stupeň čistoty vody (Rozkošný, 1980; Chvojka et Komzák, 2008).


### **Čeď Chironomidae (pakomáři)**

Larvy jsou eucefální (mají dobře vyvinutou hlavu) a apneustické (dýchají celým povrchem těla). Přítomnost pakomárů je zřejmá na první pohled, létají ve velkých rojích nad vodou, pro člověka nejsou rizikem, neboť postrádají bodavé ústrojí, dospělci se živí výhradně rostlinnou potravou, larvy jsou bakteriofágní, detritovorní. Podílejí se na samočisticích procesech a mineralizaci organických látek ve znečištěných vodách. Proměna je dokonalá. Pakomáři jsou pravděpodobně druhově nejbohatší čeď vodního hmyzu. Jejich determinace u larválních stádií je velmi komplikovaná z důvodu podobného tvaru a stavby těla. (Pakomáři jsou kosmopolitní skupinou, která se dokáže přizpůsobit i zhoršeným podmínkám prostředí, přesto jejich přítomnost, absence či početnost některých druhů může poukazovat na míru znečištění prostředí. Slouží také jako důležitá potrava ostatních vodních živočichů (Rozkošný, 1980; Armitage et. al, 1995).

#### **3.7.4 Saprobni systém**

Saprobita je charakteristický stav vodního prostředí, který slouží jako indikátor stupně znečištění vody. Jednotlivé stupně saprobity jsou rozlišovány na základě oxidačně-redukčních procesů při biochemickém rozkladu organických látek. Saprobita má výlučný vztah k množství rozpuštěného kyslíku ve vodě ( $BSK_5$ ), jehož procentuální množství je úzce spjato s výše zmíněnými rozkladnými procesy a difúzí kyslíku z ovzduší. Organismy žijící v silně znečištěných vodách se tedy nazývají odborně saprobionti (Hyánek et al., 1991; Langhammer; 2002).

Kolkwitz a Marsson (1902) definovali čtyři základní stupně saprobity označující biologickou kvalitu vody od nejméně po nejvíce zatíženou:

- I. oligosaprobita (K)
  - II. b-mezosaprobita (L)
  - III. a-mezosaprobita (E)
  - IV. polysaprobita (T)
- 

Tyto čtyři základní stupně saprobniho systému byly dále rozvinuty Sládečkem, který je ještě rozčlenil podle stupně znečištění a charakteru prostředí (Sládeček, 1965; Sládeček and Sládečková, 1995; Langhammer, 2002). Popis a vyjádření

komplexního saprobního systému kruhovým diagramem (graf č. 3) níže (Ambrožová, 2003):

- I. **oligosaprobita** (Katarobita) – jedná se o vody bez znečištění. Mezi příklady těchto vod můžeme zařadit například prameniště, studniční vody apod. Vyskytuje se zde vysoké množství rozpuštěného kyslíku. Tyto vody obývají organismy velmi citlivé na znečištění
- II. **b-mezosaprobita** (Limnosaprobita) – jedná se o vody mírně znečištěné organickým zatížením. Příkladem mohou být provozní a užitkové vody. Je zde vyšší biodiverzita než u katarobity. Organismy jsou citlivé na vyšší stupeň znečištění. Podle stupně zatížení je limnosaprobita odstupňována do pěti podskupin:
  - \* Xenosaprobita – voda je ještě velmi čistá a vyskytuje se zde celá řada typických živočišných zástupců jako např. ploštěnky *Crenobia alpina*, měkkýši *Bythinia austriaca*, larvy jepic *Ameletus* a pošvatek *Diura*.
  - \* Oligosaprobita – jedná se o vody neznečištěné lidskou činností, můžeme sem zařadit pstruhové říčky s velmi nízkým obsahem organických látek. Tyto vody nacházejí využití zejména pro rekreační účely. Mezi typické živočišné indikátory patří larvy jepic, chrostíků a pošvatek.
  - \* Betamezosaprobita – jedná se o vody mírně znečištěné, do toho stádia je voda schopna se sama navrátit při samočisticích procesech, jedná se o tzv. klimaxové stádium. Typickými živočišnými zástupci jsou zde larvy hmyzu.
  - \* Alfamezosaprobita – vody jsou již znečištěny, proniká do nich velké množství makroskopických organických látek, které mají vliv na složení biocenózy. Tento stupeň saprobity je výchozím bodem, kdy mohou být vypouštěny odpadní vody zpět do recipientu.
  - \* Polysaprobita – značí vody již velmi znečištěné lidskou činností s vysokým obsahem organických látek, jejichž odbourávání často vede k vyčerpání kyslíku ve vodě.
- III. **a-mezosaprobita** (Eusaprobita) – v těchto vodách je již velmi silné znečištění organickými látkami a probíhá zde zejména jejich anaerobní rozklad. Nachází se tu značně tolerantní zástupci fauny a flóry. Eusaprobita je dále rozčleněna do čtyř podskupin:

\* Izosaprobita – typickým příkladem jsou městské splaškové vody.

\* Metasaprobita – příkladem mohou být městské splaškové vody s vysokým obsahem sulfanu, který brání výskytu dalších druhů.

\* Hypersaprobita – charakteristickým prostředím může být např. vyhnívání kalů na čistírnách odpadních vod. Vyskytují se zde první saprobionti, kterými jsou zejména bakterie.

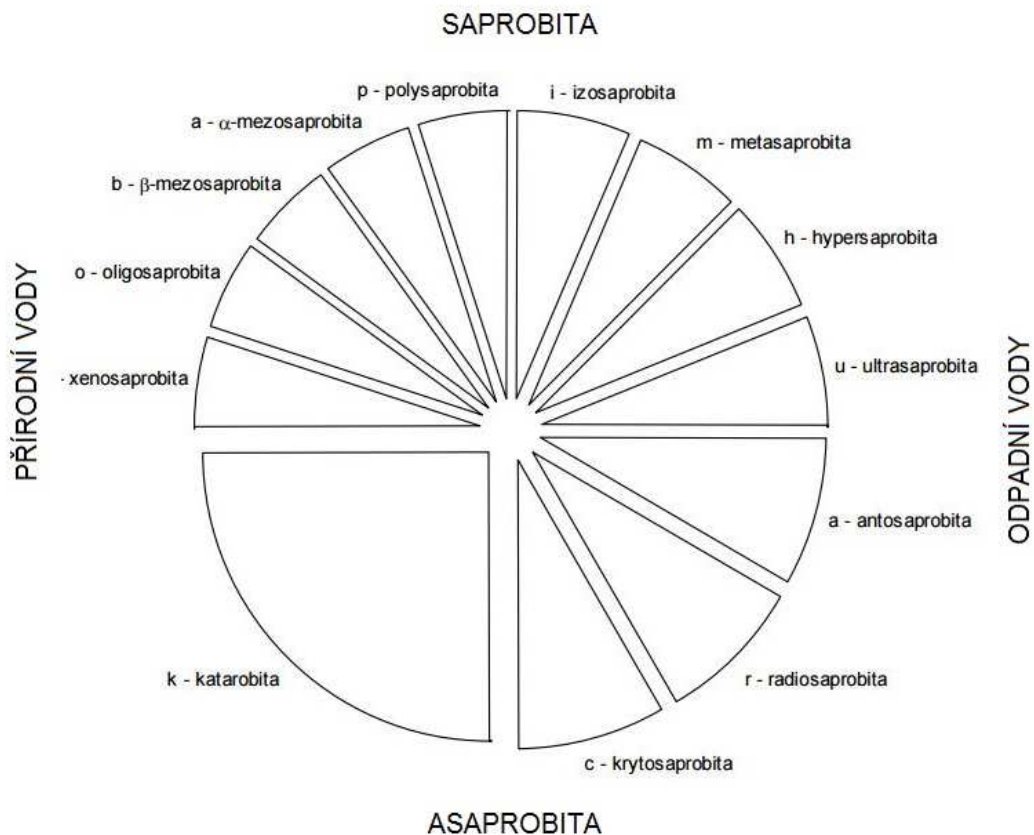
\* Ultrasaprobita – znázorňuje zejména přechod odpadní vody v kaly. Jsou to odpadní vody neoživené.

**IV. polysaprobita** (Transsaprobita) – představuje silně znečištěné povrchové i podzemní vody zejména z průmyslových odpadních vod. Nachází se tu především bakterie. Dělí se na tři podskupiny:

\* antisaprobita – nastává působením toxických látek a jedů

\* radiosaprobita – roli zde hraje znečištění radioaktivními látkami

\* krytosaprobita – ukazuje fyzikální faktory, které mají zhoubný vliv na biocenózu. Příkladem může být působení mrazu apod.



Graf 3: Kruhový diagram stupňů saprobity dle Sládečka a Sládečkové (1995).



## 3.8 Legislativa v rámci ochrany vod

Česká republika jakožto člen Evropské unie respektuje nařízení přijímané Radou EU, implementuje do své legislativy směrnice vydané evropským parlamentem nebo Radou EU a upravuje svou legislativu dle přijatých dohod a smluv, je-li to vyžadováno. V unijním právu je nejčastějším právem pro členské státy především sekundární právo, tedy nařízení, směrnice, rozhodnutí, případně také stanoviska a doporučení, přičemž každý z těchto pramenů unijního práva vyžaduje odlišný způsob legislativní implementace (Stejskal, 2006).

### 3.8.1 Legislativa v rámci EU

Alfou omegou vodního hospodářství v EU je již výše zmíněná směrnice 2000/60/ES – Rámcová směrnice o vodní politice. Legislativní normy a směrnice zaměřené na kvalitu vnitrozemských povrchových a podzemních vod platné v rámci Evropské unie, vznikaly postupně od 70. let a tvořily více než 70 dokumentů, zejména směrnic a rozhodnutí Rady. A rámcová směrnice o vodní politice 2000/60/ES je právě zastřešujícím dokumentem všech těchto nesourodých dokumentů. Hlavním cílem směrnice je celková ochrana všech povrchových a podzemních vod. Snahou této směrnice je prevence zvyšování znečištění a dosažení alespoň dobrého stavu vodního systému, a to jak z chemického, tak ekologického hlediska. Zabezpečení splnění cílů má za úkol správa podzemních i povrchových vod v rámci daných povodí, dále stanovení imisních i emisních limitů a zajištění trvale udržitelných odběrů po kvalitativní i kvantitativní stránce u zdrojů pitné vody (Langhammer, 2002).

Mezi další pro ČR důležité směrnice EU patří např.: (EUR-lex, 2014, ÚKZÚZ, 2015)

- **Směrnice 91/271/EHS** o čištění městských odpadních vod
- **Směrnice 76/464/EHS** o znečištění povrchových vod nebezpečnými látkami
- **Směrnice 98/83/ES** o jakosti vody určené pro lidskou spotřebu
- **Směrnice 91/676/EHS** o ochraně vod před nitráty ze zemědělských zdrojů látkami
- **Směrnice 80/68/EHS** o ochraně podzemních vod
- **Směrnice 2008/1/ES** o integrované prevenci a omezování znečištění (IPPC)

Ve směrnících jsou hlavním limitním kritériem imisní standardy, které jsou dvojího typu: Prvním z nich jsou, tzv. Imperative (I), které jsou závazné. Druhý typ je General (G), který je přísnější, ale pouze doporučený.

### **3.8.2 Legislativa v rámci ČR**

V ČR jsou čtyři hlavní skupiny právních předpisů, uvedené jsou seřazené podle své hierarchické úrovně platnosti:

- Zákony
- Nařízení vlády
- Vyhlášky
- Normy

Všechny čtyři kategorie jsou uplatněny i v legislativě týkajících se vod (Langhammer, 2002; MŽP, 2014).

#### **1) Zákony**

##### **č. 254/2001 Sb., tzv. Vodní zákon**

Alfou omegou vodního hospodářství v České republice je zákon č. 254/2001 Sb., tzv. Vodní zákon, do kterého je implementována Rámcová směrnice o vodní politice 2000/60/ES. Účelem a předmětem zákona je: „Chránit povrchové a podzemní vody, stanovit podmínky pro hospodárné využívání vodních zdrojů a pro zachování i zlepšení jakosti povrchových a podzemních vod, vytvořit podmínky pro snižování nepříznivých účinků povodní a sucha a zajistit bezpečnost vodních děl.“






Vzhledem k této práci je důležité zmínit, že vodní zákon řeší třeba problém znečištění vodního systému a jeho ekologický stav vymezením citlivých a zranitelných oblastí, přičemž citlivé oblasti jsou vodní útvary povrchových vod, v nichž dochází nebo v blízké budoucnosti může dojít v důsledku vysoké koncentrace živin k nežádoucímu stavu jakosti vod. Citlivé a zranitelné oblasti jsou charakterizovány jako oblasti, jež jsou využívány nebo se předpokládá jejich budoucí využití jako zdroje pitné vody, v níž koncentrace dusičnanů přesahuje hodnotu 50 mg/l (ČSN 75 7221), nebo u nichž je z hlediska zájmů chráněných tímto zákonem nutný vyšší stupeň čištění odpadních vod. Vláda v tomto případě - v citlivých a

zranitelných místech, vydává nařízení, které stanovuje ukazatele přípustného znečištění odpadních vod a jejich hodnoty, které jsou charakteristické především pro zastavěná území. ČSN 75 7221 vytyčuje pět tříd jakosti vody, které jsou zobrazeny a charakterizovány v tabulce číslo 6. V tabulce číslo 5 jsou zobrazeny skupiny ukazatelů pro klasifikaci jakosti vody.

**Tabulka 5: Rozdělení skupin ukazatelů pro klasifikaci jakosti vody (Langhammer, 2002).**

skupina ukazatelů		Ukazatele
A	kyslíkového režimu	rozpuštěný kyslík, BSK <sub>5</sub> , CHSK <sub>Cr</sub> nebo CHSK <sub>Mn</sub>
B	základní chemické a fyzikální	pH, teplota vody, rozpuštěné látky, vodivost nebo nerozpuštěné látky, amoniakální dusík, dusičnanový dusík, celkový fosfor
C	doplňující chemické	vápník, hořčík, chloridy, sírany, tenzidy aniontové, nepolární extrahovatelné látky, organicky vázaný chlor
D	těžké kovy	rtuť, kadmium, arsen, olovo
E	biologické a mikrobiologické	saprobní index, koliformní bakterie, fekální koliformní bakterie
F	radioaktivity	celková objemová aktivita alfa, celková objemová aktivita beta

**Tabulka 6: Charakteristiky tříd jakosti podle ČSN 75 7221 včetně jejich barevného označení (Langhammer, 2002).**

třída	charakteristika	typické využití
I. třída	velmi čistá voda	 Voda je obvykle vhodná pro všechna užití, mj. pro <ul style="list-style-type: none"> <li>vodárenské účely</li> <li>potravinářský průmysl</li> <li>koupání</li> <li>chov lososovitých ryb</li> </ul> Voda má velkou krajínovornou hodnotu
II. třída	čistá voda	 Voda je obvykle vhodná pro většinu užití, mj. pro: <ul style="list-style-type: none"> <li>vodárenské účely</li> <li>chov ryb</li> <li>vodní sporty</li> <li>zásobování průmyslu vodou</li> </ul> Voda má krajínovornou hodnotu
III. třída	znečištěná voda	 Voda obvykle vhodná jen pro zásobování průmyslu vodou. Pro vodárenské účely je voda použitelná jen podmíněně, pokud není k dispozici zdroj lepší jakosti, při vícestupňové úpravě Voda má malou krajínovornou hodnotu
IV. třída	silně znečištěná voda	 Voda je obvykle vhodná jen pro omezené účely.
V. třída	velmi silně znečištěná voda	 Voda se obvykle nehodí pro žádný účel.

**č. 150/2010 Sb. Zákon o vodách**

**č. 99/2004 Sb. Zákon o rybářství**

**č. 274/2001 Sb. Zákon o vodovodech a kanalizacích**

**č. 114/1992 Sb. Zákon o ochraně a přírody a krajiny – vodní systém jakou součást obecné ochrany**

## 2) Nařízení

č. 305/2000 Sb. o povodích

č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech

## 3) Některé vyhlášky

č. 169/2006 Sb. o stanovení povrchových vod vhodných pro život a reprodukci původních druhů ryb a dalších vodních živočichů a o zjišťování a hodnocení stavu jakosti těchto vod

č. 23/2011 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech

č. 110/2005 Sb. o poplatcích za vypouštění odpadních vod do vod povrchových, ve znění vyhlášky 137/1999 Sb. Ministerstva životního prostředí, která stanovuje seznam vodárenských nádrží a zásady pro stanovení a změny ochranných pásem vodních zdrojů

č. 98/2011 Sb. O způsobu hodnocení stavu útvarů povrchových vod, způsobu hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých útvarů povrchových vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu povrchových vod

## 4 CHARAKTERISTIKA ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ

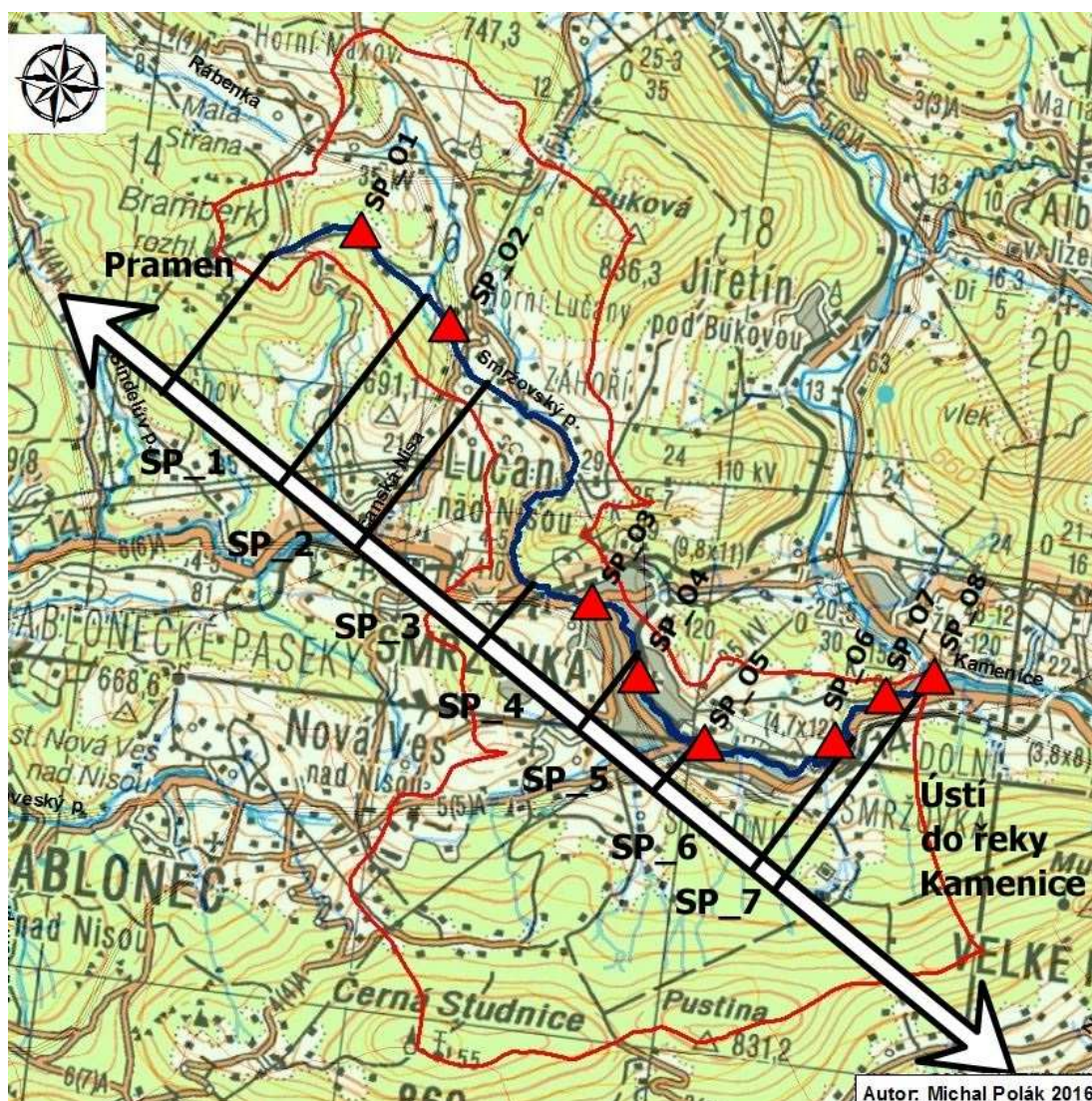
Smržovský potok pramení v Jizerských horách, jež jsou českým nejsevernějším pohořím. Jako mormograficky homogenní a poměrně kompaktní plochá nižší hornatina zaujímá rozlohu přibližně 420 km<sup>2</sup> (DEMEK et al. 2006). Její povrch charakterizuje převládající výšková členitost 300 - 600 m, střední výška hor je 696 m a střední sklon 8° 55' (CZUDEK et al. 1972). Území bylo v roce 1968 vyhlášeno chráněnou krajinnou oblastí, jehož rozloha činí 368 km<sup>2</sup>. Lesnatost tohoto území činí nadprůměrných 73 % (269 km<sup>2</sup>).

### 4.1 Zájmové území

Povodí Smržovského potoka se nachází v katastru Horního Maxova (část Lučan nad Nisou, Dolní Maxova (část Josefova dolu), Smržovky a Tanvaldu. Přibližně polovina délky toku protéká městem Smržovka s necelými 3700 obyvateli. Toto město se bude nejvíce podílet na ekologickém stavu potoka, proto zde bylo vybráno šest odběrných míst. Horní Maxov, nacházející se v horní polovině toku, je zde vzhledem k hodnocení ekologického stavu další důležitou obcí. Zde však byly vybrány pouze dvě odběrná místa. Průměrná hustota zalidnění v povodí je 101 – 250 obyv./km<sup>2</sup> (CENIA; ČSÚ, 2015).

Smržovský potok pramení pod rozhlednou Bramberk kousek od zimního vleku, kde je hned překřížen komunikací, pod kterou protéká do lesa, který je plný mokřadů. Les se tu střídá s loukami a potok zde teče svoji přirozenou cestou. První větší lidský zásah, resp. vytyčení trasy potoka, je níže po toku ve více osídlené části Horního Maxov, kde je potok sveden do kanálu a napřímen z důvodu uvolnění místa lukám a pastvinám. V území mezi Horním Maxovem a Smržovkou potok meandruje, vyskytují se zde přirozené spády, mění se šířka koryta a tok se vlastně podobá úseku ihned za pramenem. To se však mění při vtoku do města Smržovky, kde je až na pár výjimek tok veden v dlážděných korytech. Tok je ve Smržovce celou dobu lemován silnicí či železniční sítí a leží v intravilánu či v roztroušené zástavbě. Před samotným ústím do řeky Kamenice protéká Smržovský potok mezi tenisovými kurty, kvůli kterým se z něj odebírá voda a je zanášen antukou. Ke všem těmto aspektům bylo přihlédnutou při výběru odběrových míst a úseků pro hydromorfologický

monitoring. Smržovský potok s vyznačeným povodím, úseky a odběrnými místy je zobrazen na mapě č. 2.



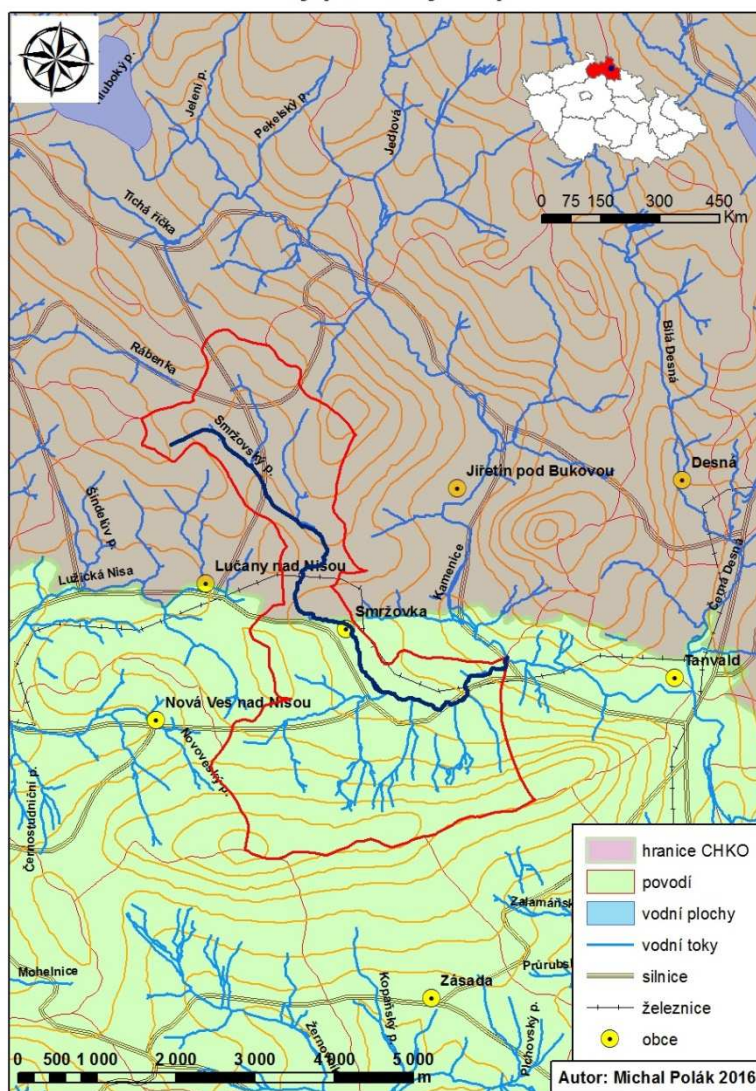
Mapa 2: Lokalizace povodí Smržovského potoka (červeně označeno) s vyznačenými úseky a odběrovými místy (autor - CENIA, 2016).

## 4.2 Hydrologie a hydrografie

Smržovský potok pramení v CHKO Jizerské hory kousek pod rozhlednou Bramberk v Horním Maxově ve výšce 737 m n. m. a je pravostranným přítokem významné jizerskohorské řeky Kamenice, do které vtéká v nadmořské výšce 497 m n. m. Jeho délka činí 7,7 km a plocha povodí má 13,085 km<sup>2</sup>. Číslo hydrologického pořadí má 1-05-01-063 a spadá do správy povodí Labe. V mapě číslo 3 je názorně zobrazeno povodí a samotný tok. Z obrázku je patrné, že polovina toku protéká chráněným krajinným územím. Jižní část povodí leží již mimo CHKO a je ohraničené Černostudničním hřbetem, který poskytuje potoku spoustu drobných

přítoků. V této části je již potok lemován nesouvislou zástavbou a dopravními sítěmi tvořenými železnicí a silnicí (CENIA, GEOPORTAL).

### Smržovský potok a jeho povodí



Mapa 3: Mapa zobrazující Smržovský potok a jeho povodí nacházející se jak v CHKO Jizerské hory, tak i mimo něj (CENIA; autor, 2016).

V horní části v okolí toku jsou častými biotopy mokřady, které zajišťují nejen životní prostředí mokřadním organismům, ale také plní důležitou protierozní a filtrační funkci, jelikož mají schopnost akumulovat dešťové srážky. Během suchého léta tudíž mohou sloužit jako důležitý zdroj vody a během vydatných dešťových srážek mohou naopak sloužit díky svým retenčním schopnostem. Ve spodní části toku se naopak vyskytují ve velkém nepropustné materiály a koryto je zde upraveno a zpevněno, což zvyšuje rychlost toku a může to způsobit vylití vody do intravilánu, viz obrázek č. 12 (Kulasová a Bubeníčková, 2010; Kulasová, 2013d).



**Obrázek 13: Mokřad v horní části toku a upravené zpevněné koryto v dolní části toku (autor, 2015).**

### 4.3 Geologie a geomorfologie

Jizerské hory byly vytvořeny během několika horotvorných fází. Nejdůležitějším z nich bylo assytské vrásnění, které koncem proterozoika vytvořilo mohutné horstvo složené z metamorfovaných proterozoických hornin, jako svorů přecházejících ve fylity s vložkami křemenců, Erbanů, krystalických vápenců aj. Současně po milióny let vystupoval tzv. lužický žulový pluton, mohutné magmatické těleso (Nevrlý et al. 1983).

Assytské horstvo bylo však během dalších asi 200 mil. let skoro zarovnáno a ve spodním siluru bylo dokonce z části zaplaveno mořem. Koncem siluru, tj. asi před 420 mil. lety, dochází k novému vrásnění - kaledonskému. Tímto vrásněním byl 10 starý proterozoický podklad společně s nedávno usazenými paleozoickými horninami silně ovlivněn a zkonsolidován v pevný blok, který je dnes základem geologické stavby území (Nevrlý et al. 1983).

Pokud jde o velké tvary reliéfu, byly v našem území formovány v současných rysech až dvěma posledními a z hlediska geomorfologického významnějšími horotvornými pochody: 1. hercynským vrásněním v mladších prvohorách s následným vystupováním žulového magmatu (tzv. krkonošsko-jizerského plutonu), 2. saxonskými pohyby v třetihorách v souvislosti s vyvrásněním alpsko-himalájské soustavy (Nevrlý et al. 1983).

Pro reliéf Jizerských hor jsou charakteristické ploché kupy, náhorní plošiny, zaoblené hřbety a široká údolí, na okrajích jsou příkré svahy s mladými údolími, které vznikly erozí. Krkonošsko-jizerský granitoidní masiv zůstal nejvýraznějším projevem variské větve hercynského vrásnění v jeho tzv. sudetské fázi (asi před 325 mil. lety). Toto mohutné žulové těleso sahá od Liberce ke Sněžce do hloubky 4-5km



v délce 70 km a jeho šířka na různých místech kolísá od 8 do 20km. Těleso se rozkládá na ploše 1 100 km<sup>2</sup> (Nevrlý et al. 1981; Ocman, 2010); Kulasová, 2013a). Plášť tohoto žulového plutonu tvoří v různém stupni metamorfované horniny proměnlivého složení. Na severu jsou to dochovaná úzká pásma svorů, větší části tohoto pláště tvoří ortoruly a na jižních svazích jsou to především fylity a různé břidlice (Knotek, 2009).

Největší část Jizerských hor tvoří hojný porfyrický biotitický grandiorit, který dal vzniknout i většině zajímavých skalních tvarů, viklanů, hřibů a mís. Dále se zde nachází tzv. liberecká žula s velkými vyrostlicemi růžového živce (ortoklasu), která je vhodná pro těžbu. V žilných odštěpinách žul, zejména v pegmatitech, se nacházejí velké a cenné krystaly slíd i některých vzácných minerálů (např. zirkonu, ilmenitu a jeho odrůdy zvané iserin) (Nevrlý et al., 1983).

K vyčlenění Jizerských hor jako samostatného horského celku od okolí však došlo až v době tzv. saxonských tektonických pohybů v třetihorách (NEVRLÝ et al. 1983). Ve třetihorách vznikly nebo byly obnoveny starší rozsáhlé zlomy hlavně ve směru SZ-JV a podle nich byly Jizerské hory (i Krkonoše) vysoko vyzdviženy. V případě společného horského komplexu Jizerských hor a Krkonoš došlo k ideální shodě geologicko-geomorfologických (viz výše) - převládající tektonické a strukturní směry sledují základní sudetský SZ – JV směr, ale i klimatických poměrů - převládání západních až severozápadních větrů, které navíc přinášejí i nejvíce srážek (Pilous, 2006).

Povodí Smržovského potoka se nachází na jižním okraji výše zmíněného masivu a hlavním podklad zde tvoří několik typů žuly, mezi něž patří výrazně porfyrický biotický grandiorit (jizerká žula), porfyrický biotický granit (liberecká žula), středně zrnitá až drobnozrná biotická žula mšenská, dvojslídny alkalicko-živcový granit (tanvalská žula) a dále žíly aplitu a žulového porfyru. Liberecká žula je zde nejrozšířenějším horninovým typem. Označení „liberecká“ žula je díky výraznému uplatnění jako stavebního kamene a to především právě v Liberci, ale také na Smržovce, kde je z tohoto kamene postaven třeba železniční viadukt, viz obrázek č. 13 (Ocman 2010).



**Obrázek 14: Železniční viadukt na Smržovce postavený z liberecké žuly (autor, 2016).**

V povodí Smržovského potoka se nachází nejvíce porfyrický biotický liberecký granit, jehož barva je světle šedá, z které vystupují nápadné růžové vyrostlice draselného živece ve formě krátkých sloupečků. Dalšími barvami viditelnými pouhým okem jsou zde bílá (sodno-vápenatý živec oligoklas), kouřově šedá (křemen) a černohnědá (slídy biotitu). Na většině míst se liberecká žula vyznačuje pravidelným kvádrovým rozpuštěním, což dalo vzniknout skalním věžím a blokovitým skalním kulisám složeným ze zaoblených bloků (Ocman, 2010).

Druhou nejčastěji se vyskytující horninou v povodí potoka je tanvaldská žula, jež se nachází převážně v jižní části povodí na území Černostudničního hřebtu, kde pramení spousta přítoků potoku. Nejvyššímu vrcholy zde jsou Černá Studnice (869 m n. m.), Pustina (831 m n. m.) a Muchov (787 m n. m.). Tanvaldská žula se na rozdíl od liberecké vyznačuje světle krémově nažloutlou barvou, někdy s růžovým nádechem. Hlavními složkami jsou zde draselný živec (mikrolin), sodný živec (albit), šedý křemen a tmavý biotit a světlý muskulit. Na horských svazích, třeba na Muchově lze spatřit úlomkovité produkty rozpadu žul zastoupenými balvanovými a kamennými moři, viz obrázek č. 14 (Ocman, 2010; autor 2016).



**Obrázek 15: Kamenné moře pod vrcholem Muchova na Černostudničním hřebenu (787 m n. m.) (autor, 2009).**

Geologické poměry zájmového území mají významný vliv na zdejší hydrologii. Lze zde vyčlenit dva sběrače podzemních vod. Prvním je svrchní mělký oběh, jenž je vázaný na pokryvné útvary a zónu povrchově zvětralých žul s rozpojenými puklinami. Ten druhý je hlubší a vydatnější na podzemní vody. Je spojen puklinovým schématem žul s tektonicky predisponovanými puklinami.

Například Černostudniční hřbet se vyznačuje nedostatkem vody ve vrcholových partiích, naopak na úpatí se nachází větší míra zásobení vodou. Vývěry se zde vyvěrají z puklinových systémů a slouží především jako zdroje pitné vody. Tyto vody jsou měkké se slabě kyselou reakcí, což je zapříčiněno mělkým oběhem podpovrchových vod. Na což navazuje velmi proměnlivý chemismus těchto vod s nízkým obsahem vápníku, hořčíku a dalších látek. Naopak v horních partiích povodí patří mezi důležité činitele ovlivňující vodní režim mokřady, jelikož i přes poměrně bohaté srážky je zde odváděno pouze 20 % ročního úhrnu srážek do podzemních vod (Ocman, 2010, Kulasová, 2013a).

#### **4.4 Pedologie**

Nejrozšířenějším půdním typem v Jizerských horách je kryptopodzol, který se nachází v rozmezí 500 (-700) až 850 m, čili kolem střední výšky hor. Tento typ zaujímá cca 45 % rozlohy. Druhým nejrozšířenějším půdním typem je kambizem, která tvoří cca 26 % rozlohy. Dalším důležitým půdním typem jsou podzoly zabírající cca 11 %, které převládají převážně v klimaxových smrčínách v nejvyšších polohách. Mezi další významné půdní typy v Jizerských horách patří gleje (cca 5 - 6 %), kam spadají převážně veškeré mokřiny a prameniště, rankery (cca 5 - 5,5 %), kam spadají hlavně hřebeny, skály a balvanité svahy a organozemě (4,0 %), kam spadají veškerá jizerskohorská rašeliniště, která mají velký vliv na pH vod (Smejkal, 2009).

V Jizerských horách převažují morové formy povrchového humusu (poměr C:N větší než 22). Je to způsobeno nepříznivými klimatickými podmínkami, vodním režimem a charakterem opadu. Mor je zde běžný ve vyšších polohách. Moderové formy (C:N mezi hodnotami 10-22) převládají v nižších polohách, kde jsou zejména listnaté porosty (Smejkal, 2009). Půdy v Jizerských horách jsou převážně mělké, hlinitopísčité, chudé na živiny a patří k půdám silně až extrémně kyselým (Pelíšek 1968).

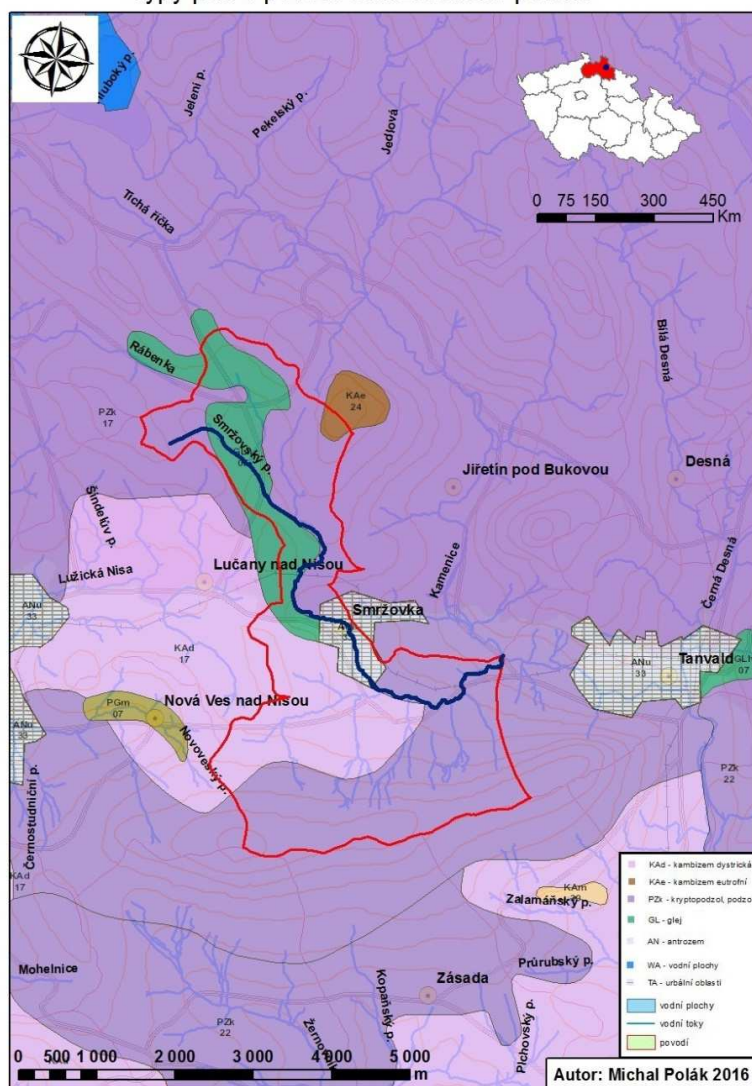
Dle níže přiložené mapy č. 4 je patrné, že převládajícím typem půdy přímo v povodí potoka je právě nejčastější jizerskohorský typ – kryptopodzol, následovaný celkem velkým podílem dystrické kambizemě a gleje. Do povodí samozřejmě zasahuje antrozem, což je vlastně vytvářená či vytvořená půda člověkem a to z nakupených substrátů získaných při těžební nebo stavební činnosti (TKSČP, 2004).

Podzoly je většinou zastoupeny ve vyšších horských polohách, v chladném a vlhkém klimatu, kde roční úhrn srážek přesahuje 800 mm a průměrná roční teplota kolísá mezi 0-6 °C. Tyto půdy vznikaly především pod jehličnatými lesy. Matečným substrátem jsou zde zpravidla právě žuly nebo ruly apod. Hlavním půdotvorným pochodem je zde vyplavování neboli podzolizace. Tyto půdy jsou bohaté na surový humus, jenž dělá půdu velmi kyselou a snižuje její sorpční vlastnosti.

Kambizemě se naopak uplatňují nejen v horských oblastech, ale i v pahorkatinách a vrchovinách. Roční úhrn srážek se u těchto půd pohybuje většinou v rozmezí 500 – 900 mm a průměrná roční teplota kolísá mezi 4 – 9 °C. Matečným substrátem téměř všechny horniny skalního podkladu. Původní vegetací těchto půd byly listnaté lesy. Hlavním půdotvorným pochodem kambizemí (dříve hnědých půd) je intenzivní vnitropůdní zvětrávání. Obsah humusu zde značně kolísá - je závislý na substrátu a nadmořské výšce. Půdní reakci lze označit za slabě kyselou až kyselou. Sorpční vlastnosti se mění v závislosti na obsahu humusu.

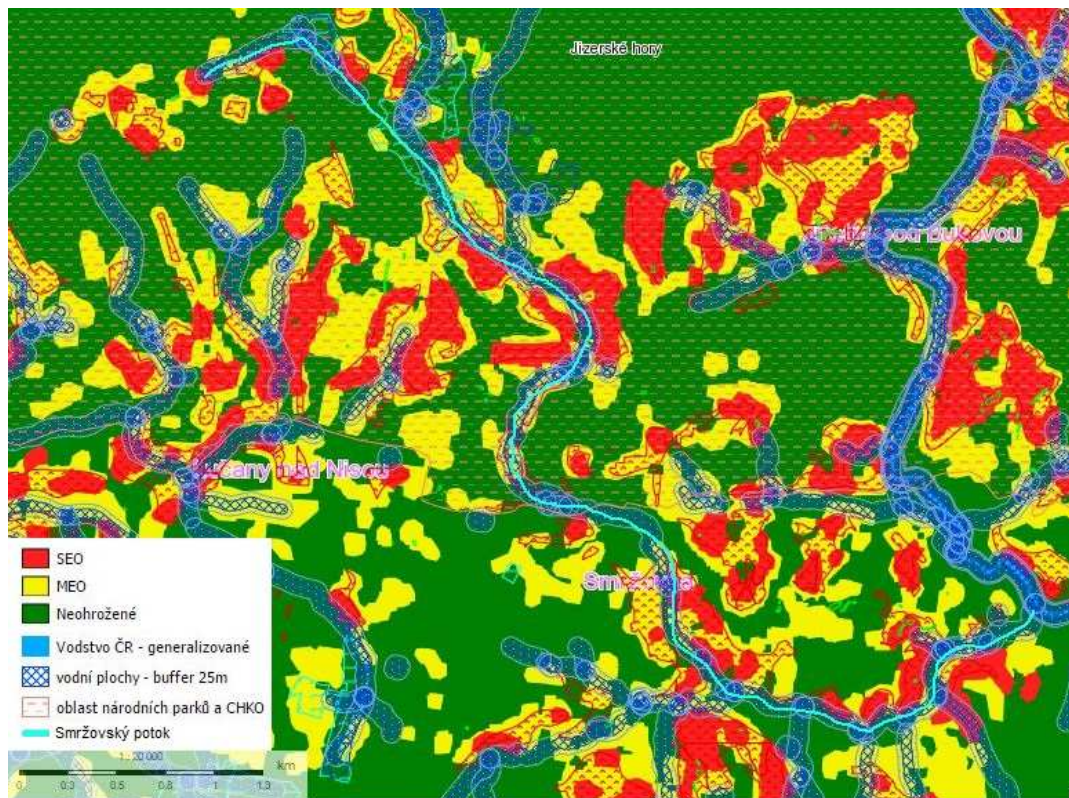
Gleje se vyskytují především v nivách vodních toků a v zamokřených oblastech. Jejich rozšíření se váže především na pahorkatiny a vrchoviny. Původními podrosty byly luhy, druhovými zamokřené kyselé louky. Jako substrát zde slouží především novní uloženiny a deluviální splachy. Hlavním půdotvorným procesem je glejový pochod, který je ovlivněný trvale vysokou úrovní hladiny podzemní vody. Reakce půdy je silně kyselá a sorpční vlastnosti jsou značně nepříznivé (Tomášek, 1995).

## Typy půd v povodí Smržovského potoka



Mapa 4: Typy půd v povodí Smržovského potoka (autor, 2016).

Pro představu jsou na mapě číslo 5 zobrazeny vrstvy erozní ohroženosti půdy, kde červená barva znamená silně erozně ohrožené půdy (SEO), žlutá znamená mírně erozně ohrožené půdy (NEO) a zelená barva značí erozně neohrožené půdy. V mapce jsou také zobrazené nárazníkové, tzv. buffer, zóny, neboli ochranné nárazníkové zóny, které jsou v případě Smržovského potoka 25 m široké. V těchto zónách by neměly být použity žádné prostředky, které by mohly ohrozit vodní systém.

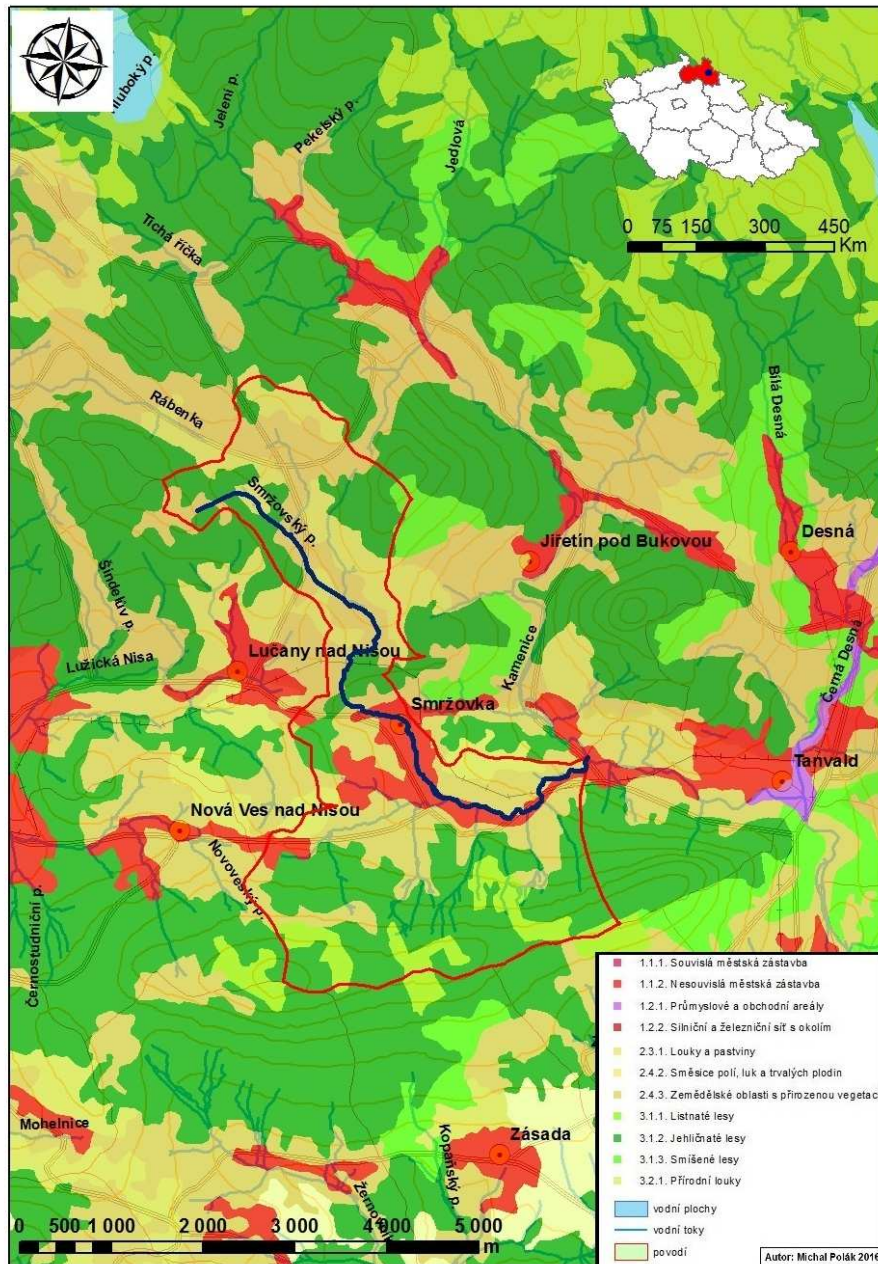


Mapa 5: Smržovský potok s vyznačenými vrstvami erozního ohrožení a se zobrazenými buffer zónami určenými směrnici o nitrátech (LPIS; autor).

## 4.5 Krajinný pokryv

Z mapy č. 6 je zcela patrné, že v povodí potoka převládají tyto typy land coveru neboli krajinného pokryvu - lesní typ, louky, pastviny, zemědělský typ s přirozenou vegetací a mokřady. Velký podíl na krajinném pokryvu v blízkém okolí potoka má i městská zástavba a to přibližně od poloviny délky toku (Kulasová, 2010;

## Land Cover povodí Smržovského potoka



Mapa 6: Land cover v povodí Smržovského potoka (autor, 2016).

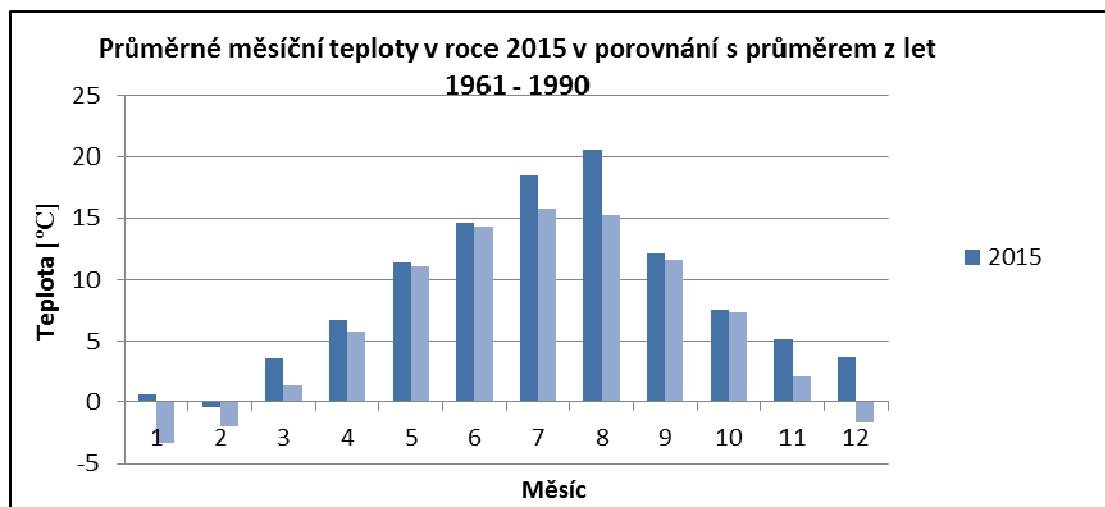
## 4.6 Klimatologie

Podle Quitta (1971, 1975) se většina Jizerských hor, tedy i povodí Smržovského potoka, nachází v chladném a vlhkém regionu CH6, který se vyznačuje průměrnými ročními teplotami pod 5 °C a průměrnými ročními úhrny srážek nad 800 mm. Parametry a charakteristiky oblasti jsou zobrazeny v tabulce č. 4.

**Tabulka 4: Parametry a charakteristiky chladné klimatické oblasti CH6 (Tolasz et al., 2007).**

Parametr	Charakteristika
Počet letních dnů (dosažená maximální teplota +25 °C a více)	od 10 do 30
Počet mrazových dnů (dosažená minimální teplota pod 0 °C)	od 140 do 160
Počet ledových dnů (dosažená maximální teplota nižší než 0 °C a vyšší než -10 °C)	od 60 do 70
Průměrná lednová teplota (°C)	od -4 do -5
Průměrná červencová teplota (°C)	od 14 do 15
Průměrná dubnová teplota (°C)	od 4 do 6
Průměrná říjnová teplota (°C)	od 5 do 6
Počet dní s průměrnou teplotou 10 °C a více	od 120 do 140
Průměrný počet dnů se srážkami 1 mm a více	od 140 do 160
Suma srážek za vegetační období	od 600 do 700
Suma srážek v zimním období	od 400 do 500
Počet dní se sněhovou pokrývkou	od 120 do 140
Počet zatažených dní	od 150 do 160
Počet jasných dní	od 40 do 50

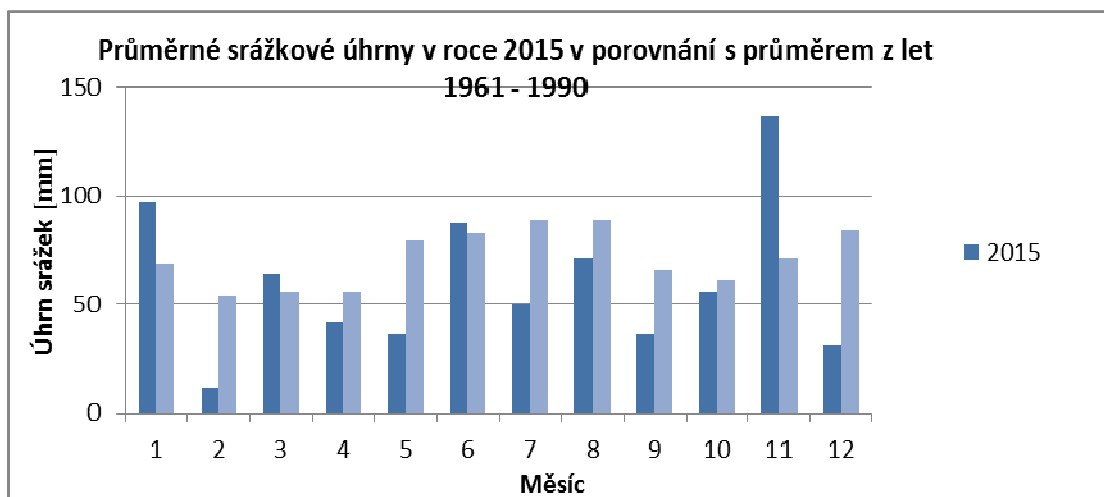
Z grafu číslo 1 lze pozorovat, že teplota v roce 2015 byla vyšší, než je dlouhodobý průměr z let 1961 -1990, kde je průměrná roční teplota 6, 5 °C. Přičemž průměrná teplota v roce 2015 měla nadprůměrných 8, 7 °C, a to především díky teplému a na srážky chudému létu.



**Graf 4: Graf s průměrnými měsíčními teplotami v roce 2015 v porovnání s průměrem z let 1961-1990 (ČHMÚ).**

Graf číslo 2 zde znázorňuje porovnání v průměrných měsíčních srážkových úhrnech mezi rokem 2015 a dlouhodobým normálem z let 1961 – 1990. Jak již bylo zmíněno výše, letní období bylo celkově chudé na srážky. Z grafu je patrné, že i na jaře 2015 nespadlo moc srážek. Dle dlouhodobého normálu z let 1961 – 1990 je průměrný roční úhrn srážek 857 mm, přičemž v roce 2015 spadlo pouze slabých 719 mm.



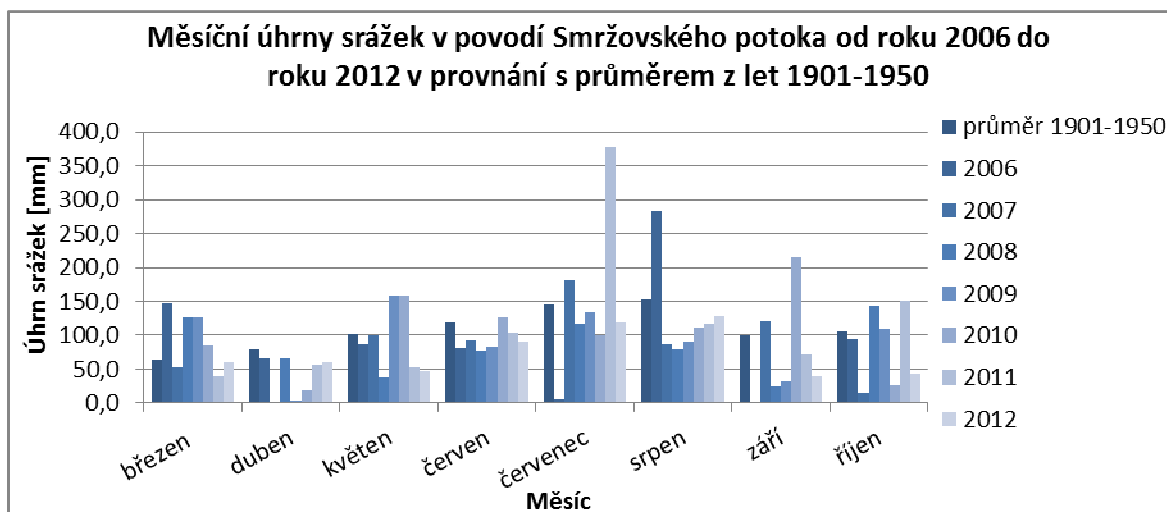


Graf 5: Graf s průměrnými srážkovými úhrny v roce 2015 v porovnání s průměrem z let 1961 - 1990 (ČHMÚ).

Od roku 2005 začal VÚV sledovat kvalitu vody v horní části povodí Smržovského potoka a v tabulce č. 7 a grafu č. 6 jsou zobrazeny měsíční úhrny srážek od hydrologického roku 2006 až po rok 2012 zároveň s porovnáním s dlouhodobým úhrnem srážek z let 1901-1950.

Tabulka 7: Měsíční úhrny srážek v povodí Smržovského potoka v letech 2006 - 2012 (Kulasová a Bubeníčková, 2010).

měsíc/rok	březen	duben	květen	červen	červenec	srpen	září	říjen	Celkem
dlouhodobý úhrn 1901 - 1950	63,0	79,0	102,0	118,0	145,0	153,0	99,0	106,0	865,0
2006	147,4	65,0	85,8	80,7	5,4	283,9	0,0	94,8	763,0
2007	52,2	2,0	100,4	92,0	181,8	86,4	120,6	14,0	649,4
2008	127,0	65,5	37,4	76,8	117,4	78,7	23,4	143,0	669,2
2009	126,0	2,7	158,9	82,0	134,2	89,8	32,0	109,1	734,7
2010	84,3	17,8	158,8	126,4	99,2	111,6	215,8	26,8	840,7
2011	40,0	56,8	52,6	104,0	377,4	117,6	72,2	151,4	972,0
2012	59,8	60,6	47,4	89,8	118,2	127,4	40,2	43,4	586,8



**Graf 6: Měsíční úhrny srážek v povodí Smržovského potoka v letech 2006 - 2012 v grafické podobě (Kulasová a Bubeníčková, 2010).**

Obecně lze říci, že v zájmovém území je klima stále proměnlivé, což lze vyčíst i z grafů výše. Zimní období bývají jak chladná s dostatkem sněhu, tak i teplá bez větších známek sněhové pokrývky. Dle informací a údajů z kronik místních obyvatel se první sníh objevuje většinou v říjnu a trvalá pokrývka začíná ležet na zemi od konce listopadu. Nejvíce bohatý na sněhové srážky je většinou měsíc březen a v polovině dubna už sníh povětšinou ve velkém odtává. A květen se v tomto regionu jeví jako klimaticky nejstabilnější měsíc. Letní období je zde obecně bohaté na srážky, kdy denní úhrny mohou dosahovat hodnot až 100 mm. Například v červnu 2010 byl měsíční úhrn srážek na Smržovském potoce 177 % dlouhodobého normálu, což mělo za následek katastrofální záplavy (Kulasová a Bubeníčková, 2010; Kulasová, 2013a).

## 5 METODIKA

### 5.1 Hydromorfologická charakteristika toku (HEM)

Vychází z Metodiky pro monitoring hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků (Langhammer, 2014) a Hodnocení ukazatelů - Metodika pro monitoring hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků (Langhammer, 2008), jejíž podklady vznikly na základě požadavků směrnice 2000/60/ES a v souladu s normou ČSN EN 15843.

Jedná se o terénní mapování toku, respektive předem určených úseků toku, zaměřené na předem definované hydromorfologické charakteristiky toku a údolní nivy. Účelem této metodiky je získání informací, zda jsou hydromorfologické podmínky dostatečné pro podporu biologických složek toku.

Ideálním obdobím pro terénní mapování je jaro nebo podzim, kdy jsou průtoky průměrné, či podprůměrné, a kdy vegetace ještě netvoří přílišnou bariéru pro rozpoznání hledaných ukazatelů. Proto byl stanoven duben, čili jarní období, jako vhodný čas pro provedení tohoto průzkumu. Úseků bylo vybráno sedm.

#### 5.1.1 Stanovované ukazatele

Na základě metodiky byly stanoveny tyto ukazatele, které jsou seříděny do 4 zón:

- I. Koryto (Zóna KOR):**
  1. Trasa toku (TRA)
  2. Podélná průchodnost koryta (PPK)
  3. Šířka hladiny a koryta, šířka údolní nivy, tvar údolí (VSK)
  4. Zahloubení koryta v podélném profilu (VHL)
  5. Variabilita hloubek v příčném profilu (VHP)
- II. Dno (Zóna DNO)**
  6. Upravenost dna (UDN)
  7. Dnový substrát (DNS)
  8. Struktury dna (STD)
  9. Mrtvé dřevo v korytě (MDK)
- III. Břeh a inundační území zóna (Zóna NIV):**
  10. Upravenost břehu (UBR)
  11. Břehová vegetace (BVG)

12. Využití příbřežní zóny (VPZ)

13. Využití údolní nivy (VNI)

**IV. Proudění a hydrologický režim (Zóna HYD):**

14. Charakter proudění (CPR)

15. Ovlivnění hydrologického režimu (OHR)

16. Průchodnost inundačního území (PRI)

17. Stabilita břehu (SBR)

18. Variabilita průtoku (VBR)

### **5.1.2 Průběh mapování**

Při mapování se běžně vymezují hranice toku, jelikož metodika počítá s mapováním delšího toku. V případě Smržovského potoka byl zmapován tok v celé jeho délce. Mapuje se vždy směrem od ústí toku k prameništi, čili proti proudu. Pro zákres z mapování slouží podkladová mapa se základním měřítkem 1:10 000.

Zápis sledovaných charakteristik se dělá pomocí unifikovaného formuláře „Mapovací formulář“. Na každý úsek toku vyznačený na podkladové mapě byl použit jeden vlastní formulář. Sledované úseky se liší ve svých délkách a byly stanoveny až během samotného terénního mapování, resp. první mapování proběhlo kvůli získání povědomí o hydromorfologii toku, kde došlo k rozdělení toku na úseky a až při druhém mapování přišlo na vlastní zápis sledovaných charakteristik.

Níže seřazené hydromorfologické ukazatele dle homogennosti toku - řazeno od nejvýznamnějšího:

- Typologie vodních toků
- Půdorysný průběh trasy toku
- Charakter využití příbřežní zóny a údolní nivy
- Charakter upravenosti koryta toku

Úseky byly vybrány na základě různých charakteristik toku. V mapovacím formuláři je pole 11. Variabilita průtoků – stanoveno na základě distančních dat, ty však pro Smržovský potok neexistují, proto tento údaj nebyl vyplněn. Mapovací formulář byl vyplňován dle metodiky, ve které jsou popsány ke každé hodnocené charakteristice toku metody jejího stanovení. Všem osmnácti bodům se však bylo zbytečné věnovat, jelikož metodika stanovení hydromorfologického stavu toku není

hlavním předmětem této práce. U malých toků (šířka koryta do 10 m) doporučuje metodika úseky dlouhé minimálně 100 m.

### 5.1.3 Vyhodnocení

Ukazatele z mapovacího formuláře byly posléze vyhodnoceny skórem jednotlivých parametrů (hodnocení četnosti nebo rozsahu úprav toku, resp. nivy). Hodnotí se v rozmezí od jedné do pěti jako ve škole, kdy 1 je nejlepší a 5 nejhorší. V případě ukazatelů, které jsou hodnoceny zvlášť pro levý a pravý břeh do vzdálenosti 50 m od koryta, je relevantní vyšší hodnota skóre.

Princip hodnocení vychází z požadavků rámcové směrnice o vodě, kde nejvyšší kvality hydromorfologie dosahuje takový tok, jež je ve stavu odpovídajícím přirozeným podmínkám, které by zde panovaly bez antropogenního vlivu.

Výpočet kvality úseku je prováděn ve dvou krocích. Prvním z nich je výpočet váženého průměru pro jednotlivé ukazatele na základě skórovacích tabulek. Hodnoty vah zdůrazňují vliv ukazatelů, které jsou pro hydromorfologii toku klíčové.

Výpočet se provede podle následujících vzorců:

#### I. Koryto a trasa toku

$$KOR = (TRA*0,3 + PPK*0,3 + VSK*0,1 + VHL*0,15 + VHP*0,15)$$

#### II. Dno

$$DNO = (STD*0,3 + DNS*0,2 + UDN*0,3 + MDK*0,2)$$

#### III. Břeh a inundační území

$$NIV = (UBR*0,3 + BVG*0,3 + VPZ*0,25 + VNI*0,15)$$

#### IV. Proudění a hydrologický režim

$$HYD = (CPR*0,3 + OHR*0,3 + PRI*0,2 + VPR*0,2)$$

Druhým krokem je výpočet aritmetického průměru výsledných hodnot z jednotlivých zón, a to následovně:

$$HMK = (KOR + DNO + NIV + HYD) / 4$$

Výsledná hodnota se poté porovnává na základě normy ČSN EN 15483 s hodnotami uvedenými v tabulce č. 8.

**Tabulka 8: Klasifikace hydromorfologického stavu na základě vypočtené hodnoty hydromorfologické kvality dle ČSN EN 15843 (Langhammer, 2014). Upraveno.**

Skóre		Třída	Hydromorfologický stav	Barva na mapě
≥	<			
1,0	- 1,5	1	Přírodě blízký	<b>modrá</b>
1,5	- 2,5	2	Slabě modifikovaný	<b>zelená</b>
2,5	- 3,5	3	Středně modifikovaný	<b>žlutá</b>
3,5	- 4,5	4	Značně modifikovaný	<b>oranžová</b>
4,5	- 5,0	5	Silně modifikovaný	<b>červená</b>

## 5.2 Fyzikálně-chemická analýza vody v toku

Odběry vzorků vody na chemickou analýzu byly prováděny na osmi odběrových místech. Odebíralo se v každém úseku zvlášť a na shodných místech, kde docházelo i k následnému odběru vzorků makrozoobentosu. Tato odběrná místa, budou popsány v kapitole 5.3 Biologické hodnocení toku.

Vzorky byly nabírány do PET lahví o objemu 1 l (terénní pomůcky jsou popsány v další kapitole). Před odběrem byly vždy vypláchnuty vodou z toku, a poté byla voda vylita po proudu mimo konkrétní odběrné místo. Při odběru bylo dbáno na to, aby ve vzorku nebyly vzduchové bubliny a možný pevný materiál. Posléze se naplněná PET lahev označila štítkem s číslem odběrného místa a měsícem a vzorek byl umístěn do předchlazené termotašky. Přesné datum odběru bylo zapsáno do papírů, nikoli na štítek.

Z časových důvodů nebylo možné nechat vzorky ihned analyzovat, a tudíž byly zamrazeny, aby se zabránilo co nejmenším změnám v chemických vlastnostech odebrané vody. Vzorky z měsíce dubna, května a června byly odvezeny do akreditované laboratoře ALS Czech Republic v Praze. Zbytek vzorků, tedy červencové, srpnové a zářijové, byly převezeny do laboratoře České zemědělské univerzity v MCEV II, kde byla provedena vlastní analýza vzorků. Zjišťované parametry včetně jejich jednotek jsou zobrazeny v tabulce č. 9.

### 5.2.1 Zjišťované parametry

Z důvodu zamrazení vzorků ubylo ve výsledcích sledovaných parametrů, jakožto teploty vody, BSK<sub>5</sub> nebo konduktivity, které se většinou měří při samotném odběru kvůli přesnosti. Hodnoty pH byly změřeny u prvních tří měsíců, kdy analýza vzorků byla prováděna v laboratoři ALS Czech Republic v Praze. V dalších třech měsících již nebyla zahrnuta, jelikož zamrazení mění hodnoty pH. Při zmrazení totiž dochází ve vodě k uvolnění aniontů a kationtů a tzv. Workman-Reynoldsův potenciál dovoluje migraci H<sub>3</sub>O<sup>+</sup> a OH<sup>-</sup> iontů mezi ledem a dosud nezmrzlou vodou, což má za následek právě výrazné změny pH (Wren and Donaldson, 2012).

Tabulka 9: Přehled zjišťovaných parametrů a jejich jednotek.

Parametr	Jednotka
<b>fyzikální parametry</b>	
hodnota pH	-
<b>anorganické parametry</b>	
celkový dusík	mg/l
chloridy	mg/l
CHSK <sub>Cr</sub>	mg/l
dusičnany	mg/l
síraný jako SO <sub>4</sub> ( <sup>2-</sup> )	mg/l
celkový fosfor	mg/l

Vyhodnocení vzorků probíhalo na základě dvou platných norem – Nařízení vlády 23/2011 Sb. a ČSN 75 7221 Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod. Dle nařízení byly vyhodnoceny ukazatele CHSK-CR, celkový dusík, dusičnany, síran, celkový fosfor a chloridy. Hodnoty byly porovnány s hodnotami Normy environmentální kvality – Průměrná hodnota (NEK-RP). Pokud byl výsledek menší než tato hodnota, byl stav vodního útvaru hodnocen jako „dobrý“, pokud byl naopak větší, pak je stav hodnocen jako „nedosažení dobrého stavu“, viz tabulka č. 10. Hodnoty pH, elektrické konduktivity a rozpuštěného kyslíku byly změřeny multiparametrických přístrojem s různými selektivními elektrodami. Zbytek parametrů byl změřen laboratorními metodami.

**Tabulka 10: Znázornění klasifikace chemického stavu útvarů povrchových vod dle nařízení 23/2011 Sb.**

Klasifikace chemického stavu	Barevné označení
Dobrý	modrá
Nedosažení dobrého stavu	červená
Neznámý	světle šedá

Norma ČSN 75 7221 byla použita na stejné ukazatele a na konduktivitu. Norma obsahuje tabulku mezních hodnot, s níž byly porovnány výsledky zkoušek. Hodnoty tabulky jsou rozděleny do pěti intervalových tříd, jež jsou zobrazeny v tabulce č. 6 v kapitole číslo 3.8 Legislativa v rámci ochrany vod.

### 5.3 Biologické hodnocení toku

Mezi nejdůležitější část této práce patří hodnocení saprobity toku pomocí makrozoobenthosu, respektive posouzení ekologického stavu vodního toku na základě saprobity. Předešlé dvě hodnocení toku slouží pouze jako podpůrné hodnocení. Vodní rámcová směrnice 2000/60/ES vyžaduje, aby se každý její členský stát podrobil zkoumání toků na svém území z hlediska ekologického stavu, který bude posléze vyjádřen jednou z pěti tříd, viz tabulka č. 6 v kapitole číslo 3.8 Legislativa v rámci ochrany vod. Každý jednotlivý členský stát si vytvořil vlastní systém/metodiku na hodnocení ekologického stavu vodního toku.

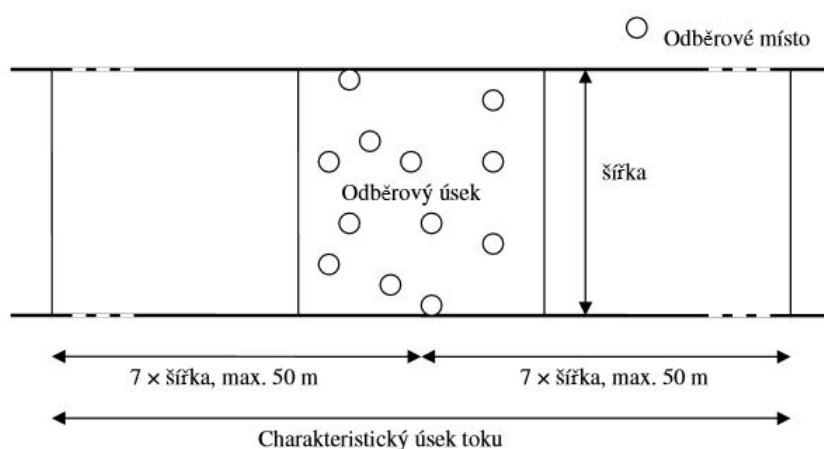
#### 5.3.1 Metoda Perla

Převzato a upraveno dle „Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobenthosu tekoucích vod metodou PERLA (Kokeš a Němejcová, 2006). V České republice byl v souladu s požadavky rámcové směrnice pro hodnocení ekologického stavu toku vytvořen systém PERLA. Tato metoda je vytvořená pro odběr vzorků makrozoobenthosu z broditelných tekoucích vod, kde za normálního stavu (případně podnormálního) hloubka toku nepřesáhne 1 m a rychlost proudu nepřekročí hranice 1 m/s. Metoda PERLA je založena na multihabitatovém odběru dle normy ČSN 757703, při kterém jsou habitaty v toku vzorkovány proporcionálně dle jejich výskytu v odběrovém úseku toku. Pro odběr se používá standardní metoda multihabitatového vzorkování s použitím ruční bentosové sítě. Vzorky jsou poté determinovány do co největší podrobnosti, aby bylo dosaženo alespoň závazné



determinační úrovni. U jednotlivých taxonů jsou poté počítány jejich abundance v tom daném úseku.

Vzhledem k multihabitatového odběru jsou habitaty vybírány v proporcionálně odpovídajícím počtu zastoupení v prostředí. Nejdříve se vybere úsek toku následovaný výběrem odběrového úseku toku a na závěr se zvolí konkrétní odběrová místa. Úsek toku musí reflektovat fyzikální a ekologické charakteristiky hodnoceného úseku toku. Délka charakteristického úseku toku se rovná minimálně sedminásobku šířky toku nebo 50 m směrem proti a po proudu toku od středu odběrového úseku toku, jak je znázorněno na obrázku č. 16.



**Obrázek 16:** Schéma výběru odběrových míst (Kokeš a Němejcová, 2006).

Pro náročnost, kterou by vyžadovalo vzorkování celého úseku toku, se stanoví odběrový úsek toku, který dostatečně reprezentuje charakteristiku zvoleného úseku toku. Tzn., že obsahuje všechny habitaty v poměru, v kterém jsou zastoupeny po celém úseku toku, břehový porost odpovídá druhově i prostorově porostu v celém úseku toku, pokud se v úseku toku vyskytují peřeje a tůně, musí být vzorkovány i v odběrném úseku toku. Dále je podstatné, aby bodová místa znečištění byla přiměřeně vzdálena a došlo k promíchání znečištěné vody a při vzorkování ze stejného úseku by měl být časový odstup alespoň jeden měsíc. Odběrovým místem se rozumí konkrétní habitat, ze kterého jsou odebírány vzorky pro sběr dat.

### 5.3.2 Příprava na odběr

Prvotním krokem při výběru odběrových míst je seznámit se s celým tokem po celé jeho délce, což autor udělal během hydromorfologického mapování toku,

resp. při první obchůzce podél toku v rámci přípravy právě na hydromorfologické mapování toku a výběr reprezentativních odběrových míst.

Při výběru těchto míst se hodnotilo především okolní prostředí toku - míra městské či průmyslové zástavby, místo pro rekreaci či volnou přírodu, zemědělskou plochu. Obecně by se dalo říci, že se hodnotil land use okolí toku. Dále bylo nutné se soustředit, zda je tok zčásti zatrubněn, veden pod úrovní komunikace, apod.

Při terénním průzkumu byly zaznamenány zdroje bodového znečištění. Mohou to být výpusti z ČOV, svody srážkové vody z komunikací, ilegální výpusti kanalizací nebo dokonce i skládky odpadu v blízkosti toku, apod. Obdobně je vhodné zaznamenat i místa čerpání vody z toku. Důležité jsou také nádrže různé velikosti na toku, dále charakter dna (vybetonované, písčité, bahnité, kamenité) a břehů (zarostlé, kamenné pohozy, vybetonované, apod.).

Vzhledem k těmto výše popsaným aspektům bylo vybráno osm odběrových míst.

### 5.3.3 Vzorkování a vzorkovací období

Po vhodně zvoleném odběrném místě je správně provedené vzorkování tou nejdůležitější částí studie, proto je nutné řídit se pravidly a doporučeními uvedenými v metodice Perla.

V metodě Perla se počítá se dvěma obdobími vzorkování a to hned z několika důvodů. Předmětem tohoto biologického hodnocení je taxonomické složení, diverzita a abundance makrozoobentosu. A aby byla zajištěna co největší reprezentativnost vzorku a v průzkumu se opravdu objevila většina zástupců, kteří se v toku vyskytují, je nutné vzít v potaz rozdílné vývojové cykly druhů. Vzorkování je třeba opakovat.

Dle metodiky by vzorkování mělo probíhat v:

- **v jarním období** (březen – polovina května); fenologicky je to období do začátku květu řepky
- **v podzimním období** (konec září – polovina listopadu)

Odběry byly prováděny v roce 2015 na konci dubna a na začátku října.

### 5.3.4 Terénní vybavení

Mezi terénní vybavení byly použity následující položky:

- brodicí holínky
- ruční bentosová síťka o velikosti ok 500  $\mu\text{m}$  s dlouhou rukojetí a průměru rámu 25 – 30 cm (vhodná k manipulaci se vzorkem, zejména pro praní vzorku)
- fotoaparát
- GPS přístroj (v mobilním zařízení)
- gumové rukavice, nejlépe veterinární nebo chemické, které chrání ruku po loket a do kterých je možno použít textilní či kožené rukavice k ochraně proti chladu
- plastové 1 l vzorkovnice s širokým hrdlem, mléčné bílé (pro „uskladnění a transport netříděného odebraného materiálu)
- plastové lahve o objemu 1 l pro odběr vzorku na chemickou analýzu
- předtiskované nalepovací štítky s číslem odběrného místa a měsícem
- ethanol (naředěný 96 % roztok na 70 – 80 % roztok) k fixaci biologického materiálu
- termo tašky
- přepravky na vybavení a vzorky

Netříděný organický materiál byl vložen do plastové 1 l vzorkovnice s širokým hrdlem a byl ihned fixován naředěným ethanolem. Třídění neprobíhalo na místě z důvodu terénní a časové náročnosti odběru.

### 5.3.5 Vlastní odběr

Vzhledem k relativně velké vzdálenosti odběrných míst od sebe a náročnosti terénu probíhal odběr vzorků od pramene k ústí. Před vlastním odběrem byly vytipovány všechny možné habitaty, kterým poté byl věnován odpovídající podíl celkové doby odlovu.

Odběr se řídil standardní metodou třiminutového semikvantitativního multihabitatového vzorkování s použitím ruční bentosové sítě. Mikrohabitaty jsou místa s rozdílnou rychlostí proudu a různě vzdálená od břehu, trsy trav a další jiné rostliny splývající ze břehu do vody, větve i kmeny alespoň z části ponořené do vody, kořeny stromů zasahujících do toku, místa s různým typem substrátu, trsy vodních rostlin v proudu apod. Před vzorkováním samotného makrozoobenthosu,

byl odebrán vzorek pro chemickou analýzu dle postupu, jenž byl popsán v předchozí kapitole.

Dalším krokem po určení vhodných mikrohabitátů bylo samotné vzorkování makrozoobentosu, které probíhalo metodou kick sampling. Při této metodě je bentická síť ponořena do vody proti proudu, opřena o dno rámem sítě. Před bentickou sítí je pak rozrušováno dno do hloubky 5-10 cm, síť zachytává uvolněné organismy, které jsou proudem vody do sítě unášeny a zde zachyceny. Dále byly splaveny organismy přichycené na povrchu kamenů, větví nebo jiných materiálů obsažených v toku. Do sítě byly rovněž oplachovány ponořené vodní rostliny, listy suchozemských rostlin splývající do vody, kořeny stromů, větve apod. Aby nedocházelo k vyplavování vzorkovaného materiálu ze sítě, bylo nezbytné během vzorkování několikrát síť vyprázdnit a po vyprázdnění propláchnout ve vodě a ručně odstranit větší kamínky či větvičky zachycené v síťce.

V případě této práce byl obsah síťky vyprázdněn vždy do širokohrdlé plastové, mléčně bílé vzorkovnice. Materiál byl ihned zalit připraveným ethanolem a vzorkovnice byla označena štítkem s číslem odběrného místa a měsícem. Přesné datum bylo zaznamenáno do papírů, nikoliv na štítek, stejně jako u chemické analýzy, jak bylo zmíněno v předchozí kapitole.

### **5.3.6 Zpracování vzorků a determinace**

Prvním bodem zpracování vzorků makrozoobentosu bylo oddělit je od nečistot, poté vytřídit dle vyšších taxonomických skupin a na závěr je determinovat do co nejmenšího taxonu. Důležitým bodem bylo dát si pozor při vytřídění dle vyšších taxonomických skupin, aby se vzorky nepomíchaly a byly vždy v rámci jednoho úseku.

Při vlastní determinaci bylo důležité pracovat v dobře odvětrávaných a osvětlených prostorách a mít kvalitní lupu pro co nejpřesnější určení druhů. Vzorky, které nebyly determinovány ihned, byly očištěné od nečistot a vloženy do oštitkovaných skleněných nádob a uloženy v temnu. Veškeré informace - taxonomické složení, diverzita a abundance byly poté zaneseny do MS Excelu k dalšímu zpracování. Pro vlastní determinaci druhů byly použity různé klíče, především pak autorovy zápisky z hydrobiologického školení, které absolvoval a Klíč vodních larev hmyzu od Rudolfa Rozkošného. Při determinaci byla snaha určit vše až na úroveň druhu, avšak, u čeledi Chironomidae (pakomárovití) je u larev

determinace velmi obtížná, jak již bylo zmíněno v kapitole 3.7.3 Biologické aspekty. Vlastní determinace je jednou z nejnáročnějších operací celé této práce.

### 5.3.7 Vyhodnocení

Po zpracování vzorků a determinaci druhů se nasbíraná data vložila a setřídila v tabulkách MS Excel, kde byla poté použita pro samotné vyhodnocení. Celé vyhodnocení probíhá na základě normy ČSN 75 7716 Jakost vod – Biologický rozbor – Stanovení saprobního indexu. Tato norma pro stanovení definuje seznam organismů s jejich individuálními saprobními indexy, indikační váhou druhu i saprobní valencí. Rozšířený saprobní index dosahuje hodnot dle čistoty či znečištění vod od -1 do +8, jak je zobrazeno v tabulce č. 11 v sloupku střední hodnota (Říhová - Ambrožová, 2009). Saprobní index uvádí rovnice níže.

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n (S_i \cdot h_i \cdot I_i)}{\sum_{i=1}^n (h_i \cdot I_i)}$$

kde:

**S** je saprobní index společenstva,

**S<sub>i</sub>** je individuální saprobní index i-tého taxonu (i = 1, 2, ..., n)

**h<sub>i</sub>** je individuální hojnost i-tého taxonu (i = 1, 2, ..., n)

**I<sub>i</sub>** je individuální indikační váha i-tého taxonu (i = 1, 2, ..., n) \*

\*Indikační váha je číselnou charakteristikou od 1 do 5 udávající charakteristiku indikátoru – od 1 pro nejhorší do 5 pro nejlepší (Sládeček a Sládečková, 1995).

Jelikož se v toku odebíralo více vzorků během sezóny, resp. dva v případě této práce - jarní a podzimní, provede se u každého z nich stanovení saprobního indexu a následně se vypočítá střední saprobní index S dle rovnice níže.

$$\bar{S} = \frac{\sum_{j=1}^m S_j \cdot B_j}{\sum_{j=1}^m B_j}$$

kde:

**S<sub>j</sub>** je saprobní index j-tého vzorku (j = 1, 2, ..., m),

**m** je počet vzorků,

**B<sub>j</sub>** je součet součinů hojnosti a indikační váhy v j-tém vzorku (j = 1, 2, ..., m).

Závěrem se výsledné hodnoty porovnávají se saprobním indexem zobrazeným v tabulce č. 11, který nám vyjádří ekologický stav vodního toku z hlediska makrozoobenthosu. Tato práce se se soustředí na stupně **k, x, o, β, α, p**, jelikož zbývající stupně popisují již znečištěné vody.

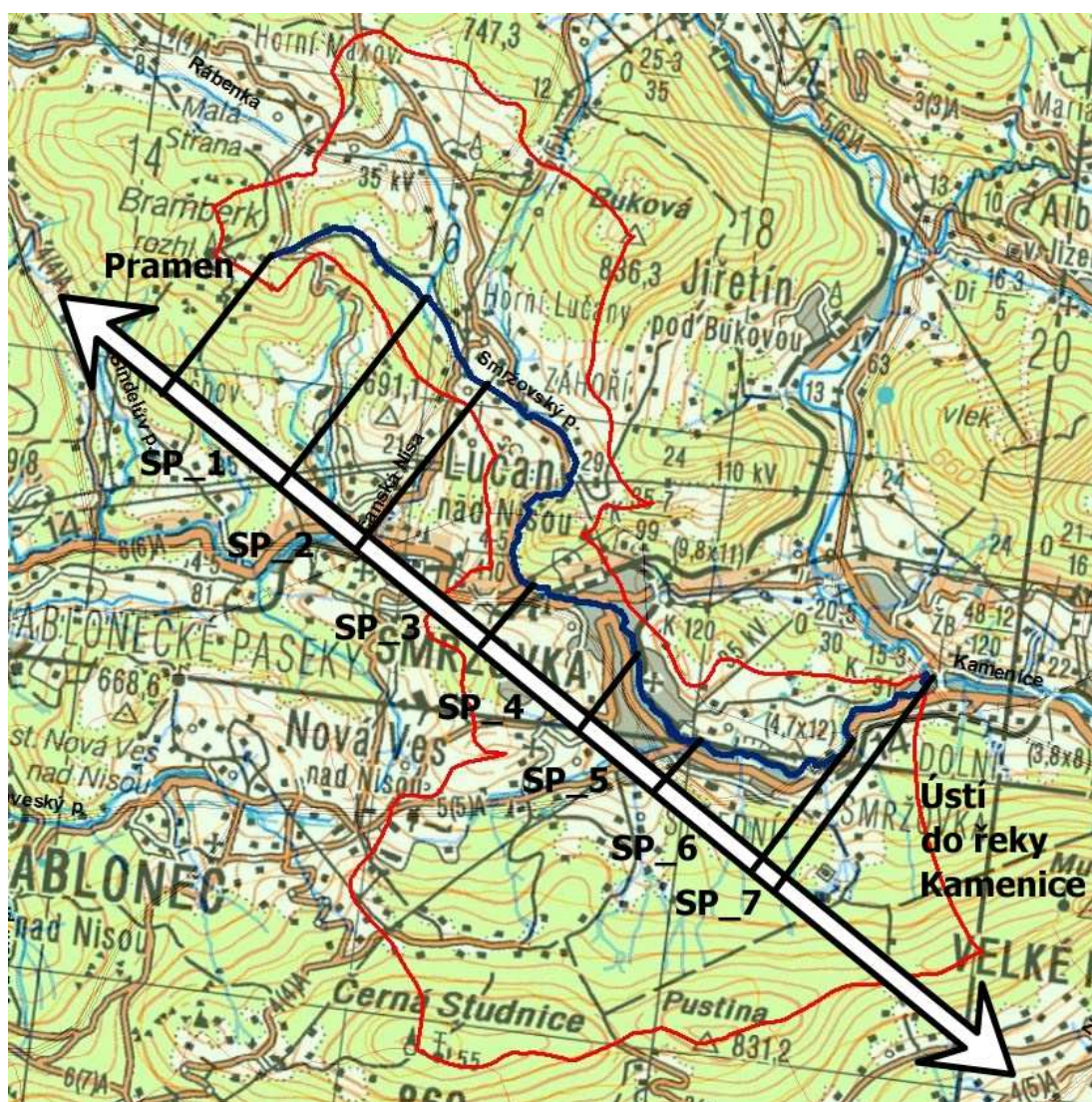
**Tabulka 11: Stupnice saprobity. Převzato z ČSN 75 7716.**

Symbol stupně	Název stupně	Rozsah	Střední hodnota	zařazení do základního stupně saprobity
<b>k</b>	katarobita	-1,5 až -0,5	-1,0	<b>oligosaprobity (Katarobita)</b>
<b>x</b>	xenosaprobity	-0,5 až +0,5	0,0	
<b>o</b>	oligosaprobity	0,51 až 1,50	1,0	<b>b-mezosaprobity (Limnosaprobity)</b>
<b>β</b>	β-mezosaprobity	1,51 až 2,50	2,0	
<b>α</b>	α-mezosaprobity	2,51 až 3,50	3,0	
<b>p</b>	polysaprobity	3,51 až 4,50	4,0	
<b>i</b>	isosaprobity	4,51 až 5,50	5,0	<b>a-mezosaprobity (Eusaprobity)</b>
<b>i</b>	metasaprobity	5,51 až 6,50	6,0	
<b>h</b>	hypersaprobity	6,51 až 7,50	7,0	
<b>u</b>	ultrasaprobity	7,51 až 8,50	8,0	

## 6 VÝSLEDKY

### 6.1 Hydromorfologický monitoring Smržovského potoka

Detailní mapování toku proběhlo dne 18. 4. 2015 na základě zběžného monitoringu toku ze dne 11. 4. 2015, kde byly navrženy předběžné úseky. Postupovalo se dle platné metodiky, tedy od ústí toku do řeky Kamenice směrem proti proudu až k prameni potoka. Finální počet úseků byl stanoven na sedm, kdy každý úsek nese označení (ID) SP\_1 až SP\_7, kde 1 je přiřazena prameni toku. V níže přiložené mapě č. 7 jsou vyznačené mapované úseky toku.



Mapa 7: Vyznačené monitorované úseky na Smržovském potoce (GEOPORTAL).

Nejdelší úsek měří 1258 m a nachází se v horní polovině toku a naopak nejkratší úsek toku měří pouze 681 m a nachází se v dolní polovině toku. Průměrná

délka úseku měří 1100 m. Necelá polovina toku se nachází přímo v zastavěném území nebo v těsné blízkosti komunikací a vcelku vytížených dopravních sítí.

### 6.1.1 Hodnocení jednotlivých úseků

Ve výsledcích je hydrologický stav hodnocen dle tabulky č. 12 převzaté z HEM – Hydroekologický monitoring od Langhammera (2008), viz níže.

**Tabulka 12 : Klasifikace hydromorfologického stavu úseku/toku (Langhammer, 2008).**

Hydromorfologický stav		Hydromorfologická kvalita	
		≥	<
1	Velmi dobrý	1,0	1,7
2	Dobrý	1,7	2,5
3	Průměrný	2,5	3,5
4	Špatný	3,5	4,3
5	Zničený	4,3	5,0

#### 6.1.1.1 Úsek SP\_1

První úsek, tedy začátek toku měřící 1258 m, pramení kousek pod rozhlednou Bramberk v Horním Maxově ve výšce 737 m. n. Již pár metrů pod pramenem je potok zatrubněn a překlenut silnicí. Poté již vtéká do lesa s vysokou hojností omlaziny a borůvčí, což naznačuje značnou kyselost podloží. Přibližně třetina prvního úseku má divočící charakter toku se značným množstvím přírodních kaskád, drobných peřejí apod., dále se tu vyskytuje ve velkém skalní podloží a mohutné kořeny stromů, pod kterými se tok často ztrácí a poté zase vytéká. V druhé třetině úseku se začínají více vyskytovat vysoké byliny a břízy a tok má menší zákruty a menší šířku koryta. Poslední třetina úseku je lemována nepatrnou zástavbou se zemědělskými pozemky, na něž navazuje relativně hustý jehličnatý les. Konec úseku je již plně zatrubněn a veden pod zemí, což je znázorněno na obrázku č. 10 v kapitole 3. 5 Vodní toky v minulosti a je vlastně vyveden do potoka pramenícího cca 1, 2 km vzdáleného vzdušnou čarou od pramene. Dále však pokračuje jako Smržovský potok.

Ve velké míře je úsek zásoben vodou z okolních hojně se vyskytujících mokřadů a různých drobných pramínek vyvěrajících zpod skal. Tyto drobné tekoucí zásobárny vody s sebou přinášejí hodně organického materiálu, ať už se jedná o jehličí, listy či různorodou vegetaci.

Výsledné skóre tohoto úseku je **1, 5** a dle tabulky č. se tedy jedná o „**velmi dobrý**“ stav toku.





Obrázek 17: Zemědělská usedlost na levém břehu prvního úseku (autor, 2015).



Obrázek 18: Začátek úseku zobrazující početnou omlazinu a borůvčí (autor, 2015).

#### 6.1.1.2 Úsek SP\_2

Druhý úsek, nejkratší, měří 654 m a začíná při ústí zatrubněného konce prvního úseku do toku, jenž byl popsán výše. Tento úsek je značně unifikován, kvůli čemuž byl vybrán. Dalo by se předpokládat, že trasa toku byla upravena v minulosti k získání větší plochy půdy. Rozděluje totiž dvě louky, resp. pastviny, na kterých se pasou převážně stáda ovcí. Okolní pastviny a louky bývají často podmáčené. Okolí břehů je lemováno převážně vysokými bylinami a jednotlivými stromy (vrba, apod.) a keři. Dolní část úseku se však již trochu začíná zakrucovat a vyskytuje se tu i více okolní různorodé vegetace a hloučky jehličnatých stromů. Na tomto úseku je pouze jeden krátký propustek a to z důvodu křížení komunikace a v okolí se nachází minimální zástavba.

Jeho skóre činí **2,2** a jeho stav je tedy klasifikován jako „dobrý“.



**Obrázek 19: Vlevo zatrubnění toku z důvodu křížení komunikace a vpravo zachycený druhý úsek rozdělující dvě louky/pastviny a ohraničený betonovými sloupy, lemovaný travinnými společenstvími (autor, 2015).**

#### *6.1.1.3 Úsek SP\_3*

Počátek třetího úseku začíná před Gruntem, což je spodní část Horního Maxova, kde se objevuje první větší roztroušená zástavba v okolí toku a končí před vtokem do propustku vedoucího pod náspem železniční trati na začátku Smržovky. Měří 2098 m a jedná se tak o nejdelší úsek celého toku. Tento úsek je plný meandrů, zákrutů, přirozeného napřímení a ve spodní části úseku převládá dokonce divočící tok. Okolní břehové pásmo vegetace se na úseku postupně mění odshora dolů. Počínaje trávobylinnou vegetací přes rozeteté solitérní stromy až po hloučky stromů a keřů po lesní vegetaci. Struktura dna je tvořena jak balvany, tak kameny, štěrkem i pískem. Lze říci, že tento úsek je velmi variabilní ve všech aspektech zkoumaných hydroekologickým monitoringem, a proto jeho skóre je **1, 5** a stav úseku je tudíž hodnocen jako „**velmi dobrý**“.



**Obrázek 20: Ukázka roztroušené zástavby v okolí v horní polovině toku (Grunt) třetího úseku (autor, 2015).**



**Obrázek 21: Názorná ukázka minimálních zásahů člověk ve třetím úseku toku (autor, 2015).**

#### 6.1.1.4 Úsek SP\_4

Jak již bylo zmíněno výše, tento úsek začíná propustkem, resp. malým tunelem, pod železniční tratí a vtéká postupně do centra města. Jeho délka činí 681 m a jedná se o nejvíce upravenou část celého Smržovského potoka. Již od vtoku do tunelu jsou soustavně upraveny břehy toku kamennými bloky hojně porostlými mechy. Občas se nad tokem vyskytují menší i vzrostlejší stromy rostoucí na břehu, které mohou být v tomto úseku poskytovatelem přirozené organické hmoty. Jen jedna jediná část levého břehu o délce cca 100-150 m lemuje tok a je zarostlá křovinami rostoucími na značně kamenitém podkladu. Součástí zpevněných břehů jsou časté vývody a svody z okolních domů a komunikací sloužících pro odvod vody právě do potoka. Nachází se tu i vyústění jiných menších zatrubněných toků. Přibližně 25 % úseku je zcela zatrubněno, vedeno propustkem nebo zakryto. Lepší obrázek o tomto úseku si lze udělat z níže přiložených fotek.

Tento úsek je hodnocen skórem **3, 3** a jeho stav je tudíž klasifikován jako „průměrný“.



Obrázek 22: Začátek čtvrtého úseku začíná vtokem do tunelu pod železniční tratí (autor, 2015).



**Obrázek 23: Obrázek nalevo ukazuje svod pro srážkovou vodu ze silnice. Obrázek uprostřed zobrazuje vývod vody (převážně vedené z okapů) do potoka. Obrázek napravo zobrazuje zaústění drobného zatrubněného přítoku.**



**Obrázek 24: Ukázka souvislé úpravy koryta toku v intravilánu (autor, 2015).**

#### 6.1.1.5 Úsek SP\_5

Ač se pátý úsek nachází stále v centru města, není již tak viditelně modifikován. Tento úsek měří 902 m a začíná za benzínovou pumpou, kde již nemá zpevněné břehy kamennou dlažbou, ale pouze nízkým kamenným pohozem, který postupně zarůstá či přechází v trávobylinné břehy až po liniovou stromovou vegetaci. Skoro celý levý břeh úseku vede paralelně s železniční tratí. V tomto úseku se na této trati nachází malá frekventovaná železniční stanice vybudovaná na kamenné dlažbě, která zároveň lemuje horní část úseku potoku. Směrem dolů po proudu je břeh více

upraven již jen jednou a to v levé části gabiony tvořícími základ silnice, ze kterých vyústí trubice odvádějící srážkovou vodu přímo do potoka, jak tomu bylo i v úseku SP\_4. Přestože se tento úsek vyskytuje v centru města, byla zde pozorována velká hejna ryb, především pak dravých pstruhů (*Salmo trutta*), která nacházejí útočiště ve splývajících trávobylinných rostlinách na březích a poukazují na bohaté množství potravy. To naznačuje, že voda v potoce by neměla vykazovat nějaké větší znečištění i přes značně upravený předchozí úsek. Důležitým prvkem v tomto úseku je však čistírna odpadních vod nacházející se na levé straně toku kousek před začátkem úseku SP\_6. Skrz ni je vedena část toku, který je pak zase vypouštěn zpět.

Skóre úseku SP\_5 je **2, 1** a jeho stav je tedy klasifikován jako „**dobrá**“.



Obrázek 25: Obrázek vlevo nahoře znázorňuje relativní podobnost přirozenému toku i přes fakt, že protéká centrem města. Obrázek vlevo ukazuje gabiony s vyústěním trubky pro odvod srážkové vody. Spodní obrázek ukazuje trávobylinnou vegetaci na březích toku a železniční zastávku, která je v přímém kontaktu s tokem (autor, 2015).

#### 6.1.1.6 Úsek SP\_6

Předposlední úsek měřící 1159 m je lemován již roztroušenou zástavbou a především dopravní sítí v podobě železniční tratě na levé straně a silnice na straně pravé. Přibližně 60 % úseku má zpevněné břehy kamennou dlažbou, zbylých 40 % tvoří trávobylinná a stromová břehová vegetace. Smržovský potok je v tomto úseku nejvíce zásobován jinými vodními zdroji, jako jsou prameny a potůčky stékající z Černostudničního hřbetu, které zaústějí do potoka ve většině případů drobnými propustky či trubkami. Tento úsek se vyznačuje také měnící se rychlostí toku. Ze začátku úseku má voda rychlejší charakter, který přechází v pomalé plynutí s četným výskytem drobných tůní. I přes kamennou dlažbu ohraničující trasu toku se zde v dolní části úseku nachází peřejnaté a kaskádovité rychlé úseky, které budou mít významný vliv na okysličování vody. Stejně jako u předchozích úseků, i zde se ve velké míře objevuje spousta svodů a odvodů vody od přilehlých domů a silniční sítě.

Tento druhý nejdelší úsek toku má skóre **2, 3** a jeho stav je z hydromorfologického hlediska tedy klasifikován jako „dobrý“.



**Obrázek 26:** Obrázek vlevo ukazuje příklad zaústění svodů vody od přilehlých domů. Obrázek vpravo ukazuje jeden z mnoha pravostranných přítoků Smržovského potoka na úseku SP\_6 (autor, 2016).



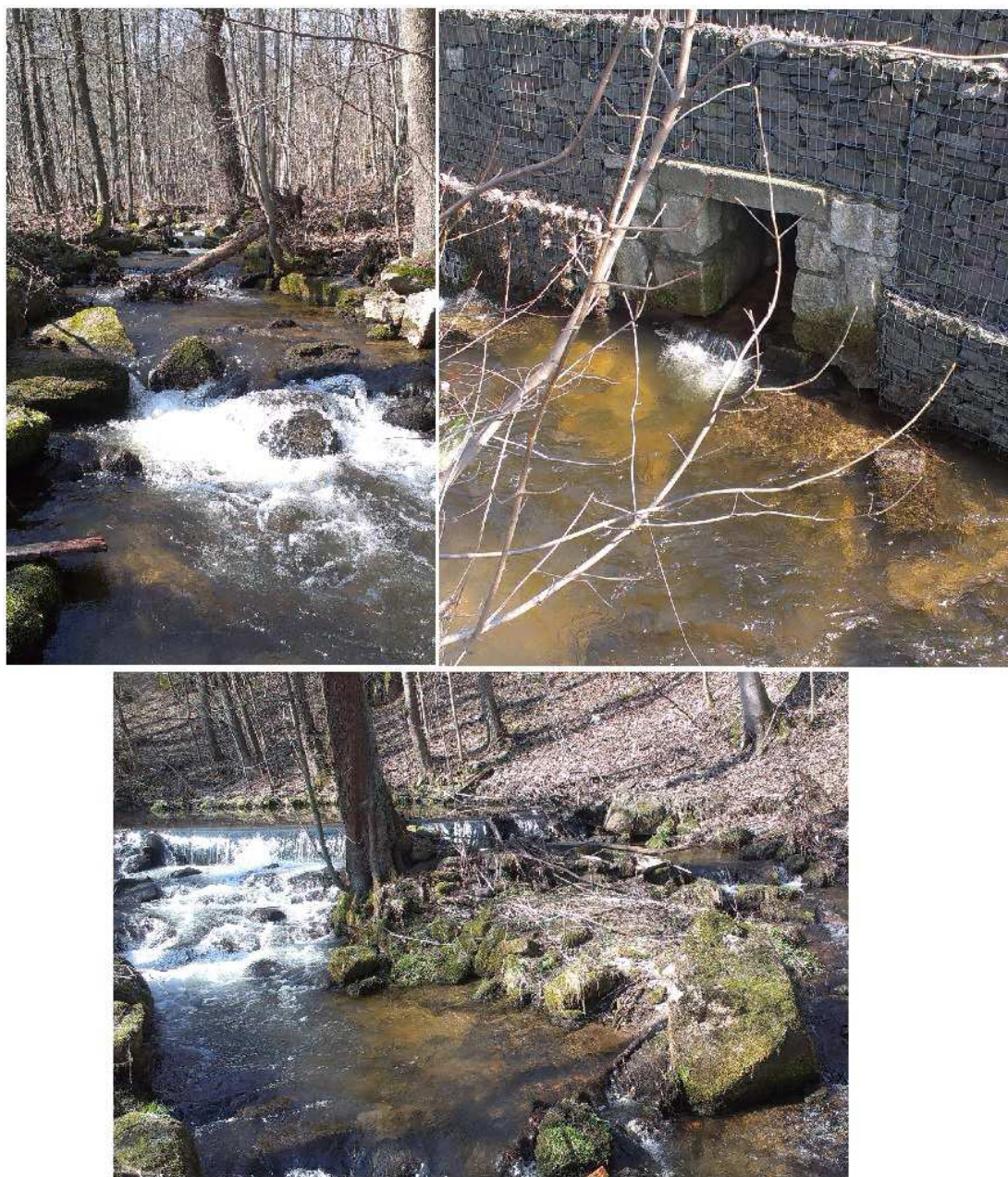
**Obrázek 27: Obrázek nahoře znázorňuje část toku bez upravených břehů a naopak obrázek dole znázorňuje opevněné břehy úseku SP\_6 včetně výrazných peřejí. Foceno přibližně dva dny po intenzivní srážkové činnosti (autor, 2016).**

#### 6.1.1.7 Úsek SP\_7

Poslední úsek je dlouhý 948 m a po prvních cca 200 metrech, kde je jeho pravý břeh ohraničený gabiony postavenými pod silnicí a levý břeh ohraničený kamennou dlažbou, se odklání od silnice a pomalu se vzdaluje od roztroušené zástavby. Z větší části potok v tomto úseku protéká lesem, kde převažují listnaté stromy. Příbřežní zóna je tak tvořena převážně vzrostlými stromy, skalisky, balvany s minimem trávobylinné vegetace. Přibližně 300 m od ústí Smržovského potoka se na pravém břehu ještě nachází jedna kamenná dlažba a přímo před ústím je potok sic bez zásahu člověka, lemovaný tenisovými kurty, jenž má za následek zvýšení skóre v hodnocení. Naopak skóre snižují časté peřeje a variabilita koryta a dna. Na úseku se nachází časté stupně přírodního původu a jeden stupeň vytvořený antropogenní



činností. Díky veliké rozmanitosti úseku se nakonec skóre ustálilo na **1, 6** a hydromorfologický stav je tak hodnocen jako „**velmi dobrý**“.



Obrázek 28: Obrázek vlevo nahoře zobrazuje rozmanitou část úseku, kde převládá listnatý les, peřejnaté pasáže toku a nachází se zde hodně mrtvého dřeva v toku. Obrázek vpravo nahoře zobrazuje gabiony umístěné na začátku úseku, kde je také patrný propustek pro další z mnoha přítoků Smržovského potoka. Spodní obrázek zobrazuje jediný vysoký stupeň vytvořený lidským faktorem v tomto úseku.

### 6.1.2 Celkové hodnocení potoka

Všech sedm úseků bylo vybráno na základě ukázky toho, jak může být proměnlivý 7,7 km dlouhý horský potok protékající urbanizovaným územím. V celé délce příbřežních zón toku se nachází řada rozmanitých land cover jako jsou

jehličnaté lesy, listnaté lesy, traviny, pastviny, zemědělská půda či intravilán a roztroušená zástavba. K největším úpravám toku docházelo především z důvodu získání větší plochy půdy pro zemědělské účely, což postupně přešlo k získání větší plochy půdy pro zástavbu a postupně rostoucí infrastrukturu, které tok překážel či ji omezoval ve výstavbě, což je nejvíce patrné ve čtvrtém úseku, který má také nejhorší skóre.

Velikou výhodou potoku je fakt, že se nachází v Jizerských horách, které se pyšní vysokou srážkovou činností, což má za následek, že při vydatných deštích vodní energie neustále tvaruje a formuje morfologický stav potoka. Ať už se jedná o přirozené zahlubování toku, vytváření přírodních kaskád a stupňů, odnos balvanů, štěrku a písku do nižších poloh z horní části toku či vytváření vhodných biotopů pro rostliny a vodní organismy narušováním břehů, apod.

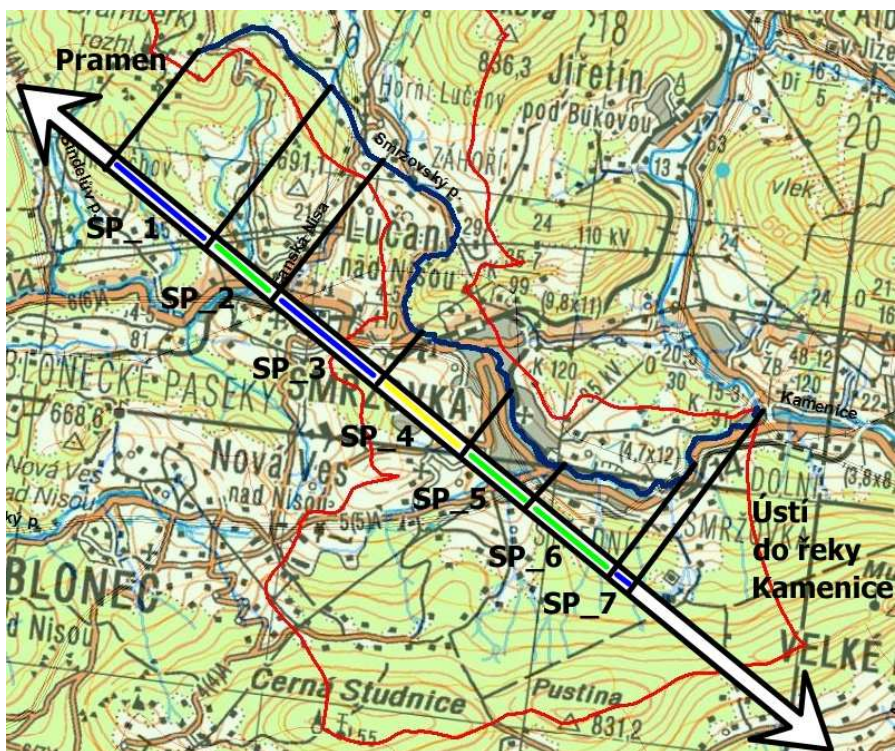
Urbanizace se na toku podepsala především omezením či úplnou redukcí výše zmíněných faktorů, zvyšující ekologickou hodnotu potoka. Navíc upravením břehů a častým zatrubněním zrychlila odtok vody, který se spíše než na Smržovce projevuje v Tanvaldu, kde tento potok rapidně přispívá ke zvýšení hladiny řeky Kamenice, která má poté tendence se rozlít v zastavěné části a způsobuje tak nemalé škody na majetku. Smržovka má výhodu, že se vždy mezi opevněnými břehy vyskytují krátké úseky, kde se může potok vylít a nezpůsobí tak velké škody jako ve zmiňovaném Tanvaldu.

Celkové hydromorfologické skóre pro celý Smržovský potok je **2, 1**, což odpovídá „**dobrému stavu**“, což se od horského potoka i přes průtok urbanizovaným územím v dnešní době očekává. V minulém století by tento stav byl hodnocen asi mnohem hůře z důvodu častého využívání potoka v průmyslovém odvětví, resp. ve sklářství a textilní výrobě, která zde figurovala ve velkém. Tabulka č. 13 zobrazuje celkové skóre toku i skóre jednotlivých úseků. A mapa č. 8 barevně rozlišuje jednotlivé úseky toku dle dosažené klasifikace v hydromorfologickém hodnocení toku.

Tabulka 13: Výsledky hydromorfologického monitoringu Smržovského potoka.

Skóre

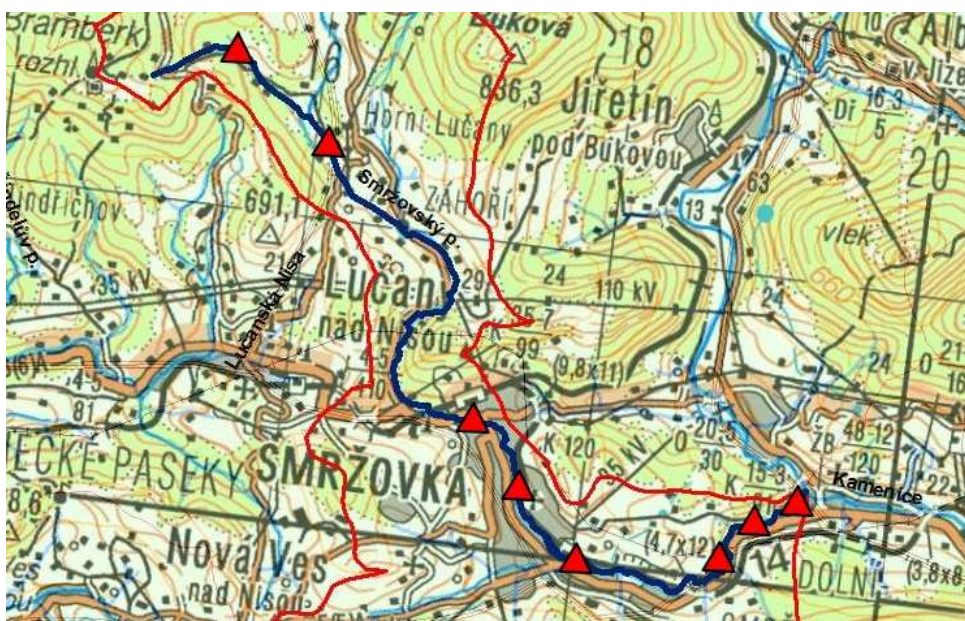
		ÚSEK						
Zóna	Zkratka ukazatele	SP_1	SP_2	SP_3	SP_4	SP_5	SP_6	SP_7
Koryto a trasa toku (KOR)	TRA	1	3	1	4	3	3	2
	PPK	2	1,5	2	2	3	3	2
	VSK	1	1	1	4	1	1	1
	VHL	1	2	1	4	1,5	2	1,5
	VHP	2	3	2	4	2	3	1
Skóre (KOR)		<b>1,5</b>	<b>2,2</b>	<b>1,5</b>	<b>3,4</b>	<b>2,8</b>	<b>2,7</b>	<b>1,7</b>
Dno (DNO)	STD	1	4	1	4	1	2	1
	DNS	2	2,5	1,5	2	1	1,5	1
	UDN	2	1	1	4	1	2,5	1
	MDK	2	3	2,5	4	3	4	2
Skóre (DNO)		<b>1,7</b>	<b>2,6</b>	<b>1,4</b>	<b>3,6</b>	<b>1,4</b>	<b>2,5</b>	<b>1,2</b>
Břeh a inundační území (NIV)	UBR	2	3	2	3	3	3	2,5
	BVG	2	3,5	2,5	4	2,5	3	3
	VPZ	1,5	2	2	4	2,5	3	2
	VNI	1,5	2	1,5	5	2,5	3,5	2
Skóre (NIV)		<b>1,8</b>	<b>2,8</b>	<b>2,1</b>	<b>3,9</b>	<b>2,7</b>	<b>3,1</b>	<b>2,5</b>
Proudění a hydrologický režim (HYD)	CPR	2	3	1	4	1	1	1
	OHR	1	1	1	1	2	2	1
	PRI	1	1	1,5	5	4	3,5	2
	VPR	0	0	0	0	0	0	0
Skóre (HYD)		<b>1,1</b>	<b>1,4</b>	<b>1,0</b>	<b>2,5</b>	<b>1,7</b>	<b>1,6</b>	<b>1,0</b>
<b>Skóre úsek</b>		<b>1,5</b>	<b>2,2</b>	<b>1,5</b>	<b>3,3</b>	<b>2,1</b>	<b>2,4</b>	<b>1,6</b>
<b>Klasifikace úseku</b>		Velmi dobrý	Dobrá	Velmi dobrý	Průměrný	Dobrá	Dobrá	Velmi dobrý
<b>Skóre celku</b>		<b>2,1</b>			<b>Klasifikace celku</b>		<b>DOBŘÍ</b>	



Mapa 8: Mapa s barevně označenou klasifikací hydromorfologického stavu jednotlivých úseků Smržovského potoka.

## 6.2 Fyzikálně-chemický monitoring Smržovského potoka

Bylo vybráno osm odběrových míst, které jsou shodné s odběrovými místy pro odběr biologické složky. Celkem bylo odebráno sedm vzorků v každém úseku v období od dubna do září 2015. Místa odběrů jsou zobrazena na mapě č. 9.



Mapa 9: Mapa s osmi označenými odběrovými místy na Smržovském potoce (GEOPORTAL).

Odběrová místa byla zvolena tak, aby vždy reflektovala nějaký faktor nebo více faktorů, které by mohli mít vliv na změnu kvality vody. Jak bylo napsáno výše, bylo vybráno osm odběrových míst a to postupně od pramene směrem k ústí potoka do Kamenice. Na stejných místech byly odebírány i biologické vzorky.

První odběrové místo (SP\_1o) bylo zvolené v prvním úseku hned ze začátku toku z důvodu zjištění prvotního stavu potoka. Nachází se 670 m od pramene.

Druhé odběrové místo (SP\_2o) se nachází po úseku, kde tok rozděluje zemědělskou půdu, respektive pastviny, jak bylo popsáno v předešlé kapitole. Nachází se 2060 m od pramene.

Třetí odběrové místo (SP\_3o) se nachází již přímo v centru Smržovky, kde má tok zcela zpevněné břehy kamennou dlažbou. Nachází se 4400 m od pramene.

Čtvrté odběrové místo (SP\_4o) se nachází u železniční stanice, kde je příbřežní zóna tvořena především z trávobylinné vegetace a v níž bylo pozorováno nejvíce ryb. Navíc toto místo bylo zvoleno z důvodu toho, že se nachází před čistírnou odpadních vod. Nachází se 5040 m od pramene.

Páté odběrové místo (SP\_5o) se nachází za výtokem z čistírny odpadních vod za centrem města. Nachází se 5570 m od pramene.

Šesté odběrové místo (SP\_6o) se nachází přímo vedle silnice v roztroušené zástavbě, kde jsou břehy zpevněné kamennou dlažbou z obou stran, což je na potoce poslední místo s takto upravenými břehy. Nachází se 6730 m od pramene.

Sedmé odběrové místo (SP\_7o) se nachází v údolí, kde převládá listnatý les, peřejnaté úseky s balvany, a kde je v okolí potoka černá skládka a spousta odpadů, od plastových obalů, starého stavebního materiálu až po staré pneumatiky. Nachází se 7230 m od pramene.

Osmé odběrové místo (SP\_8o), tedy poslední, leží před ústím potoka do řeky Kamenice. Nachází se 7650 m od pramene.

Jak již bylo napsáno výše, tak první úsek by měl ukázat prvotní stav toku, respektive by měl sloužit jako referenční stav celého toku. Druhý úsek se zaměřuje spíše na kvalitu vody s ohledem na živiny, především pak na dusík a fosfor, které se do toku mohou dostávat z přilehlých polí a pastvin. A konečně od třetího úseku je tok již plně zasažen urbanizovaným územím. Kompletní nasbíraná data fyzikálně-chemické analýzy vody jsou znázorněna v tabulce číslo 14. Nasbíraná data byla hodnocena na základě nařízení č. 23/2011 Sb., dále jen nařízení a na základě ČSN 75 7221 o jakosti povrchových vod, dále jen norma. Větší váha je přikládána normě.

**Tabulka 14: Kompletní výsledky fyzikálně-chemické analýzy vody Smržovského potoka.**

Parametr	Jednotka	Odběrné místo							
<b>Datum odběru</b>	<b>27.04.2015</b>	<b>SP_1o</b>	<b>SP_2o</b>	<b>SP_3o</b>	<b>SP_4o</b>	<b>SP_5o</b>	<b>SP_6o</b>	<b>SP_7o</b>	<b>SP_8o</b>
hodnota pH	-	6,19	6,55	6,68	6,29	6,32	6,86	6,63	6,07
celkový dusík	mg/l	2,4	2,4	1,9	2,0	1,9	1,8	1,7	<1,0
chloridy	mg/l	14,6	14,1	14,7	13,3	5,81	4,98	2,45	2,16
CHSK-Cr	mg/l	7,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<7	<5,0
dusičnany	mg/l	7,76	7,81	8,34	8,92	5,79	5,42	4,58	3,64
sírany SO <sub>4</sub> <sup>(2-)</sup>	mg/l	15,0	15,0	14,9	15,9	14,0	13,4	12,7	14,9
celkový fosfor	mg/l	0,077	0,078	0,09	0,146	0,05	0,032	0,023	0,012
<b>Datum odběru</b>	<b>30.05.2015</b>	<b>SP_1o</b>	<b>SP_2o</b>	<b>SP_3o</b>	<b>SP_4o</b>	<b>SP_5o</b>	<b>SP_6o</b>	<b>SP_7o</b>	<b>SP_8o</b>
hodnota pH	-	6,43	6,69	6,63	6,84	7,12	6,5	6,51	6,96
celkový dusík	mg/l	<1,0	1,1	1,9	2,2	3,3	2,5	2,6	2
chloridy	mg/l	2,09	2,51	5,4	6,4	17,1	16,3	15,8	16,3
CHSK-Cr	mg/l	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
dusičnany	mg/l	4,38	4,9	5,54	6,37	11,3	8,8	8,69	8,75
sírany SO <sub>4</sub> <sup>(2-)</sup>	mg/l	15,0	13,8	12,7	13,4	15,2	15,0	14,7	15,0
celkový fosfor	mg/l	0,013	0,028	0,058	0,088	0,33	0,161	0,144	0,137
<b>Datum odběru</b>	<b>16.06.2015</b>	<b>SP_1o</b>	<b>SP_2o</b>	<b>SP_3o</b>	<b>SP_4o</b>	<b>SP_5o</b>	<b>SP_6o</b>	<b>SP_7o</b>	<b>SP_8o</b>
hodnota pH	-	6,48	6,71	6,7	6,87	7,06	6,72	6,69	6,51
celkový dusík	mg/l	<1,0	1,21	1,68	2,26	3,53	2,7	2,86	2,31
chloridy	mg/l	3,1	3,6	4,1	6,8	19,8	17,4	16,1	16,9
CHSK-Cr	mg/l	<8,0	<5,0	<5,0	<5,0	<6,0	<5,0	<5,0	<5,0
dusičnany	mg/l	3,8	4,2	5,2	6,1	8,9	7,6	6,9	6,9
sírany SO <sub>4</sub> <sup>(2-)</sup>	mg/l	17,1	14,9	13,5	14,7	16,8	16,9	15,6	16,0
celkový fosfor	mg/l	0,03	0,03	0,1	0,21	0,56	0,31	0,27	0,26
<b>Datum odběru</b>	<b>19.07.2015</b>	<b>SP_1o</b>	<b>SP_2o</b>	<b>SP_3o</b>	<b>SP_4o</b>	<b>SP_5o</b>	<b>SP_6o</b>	<b>SP_7o</b>	<b>SP_8o</b>
hodnota pH	-	X	X	X	X	X	X	X	X
celkový dusík	mg/l	1,09	1,34	1,65	2,28	3,62	3,17	3,01	2,97
chloridy	mg/l	4,3	5	7,1	9,9	25,5	22	21,3	22
CHSK-Cr	mg/l	35,7	32,1	29,5	28,7	31,8	21,9	29,4	33,5
dusičnany	mg/l	2,7	4,6	8,6	3,5	6,3	5,4	2,8	2,7
sírany SO <sub>4</sub> <sup>(2-)</sup>	mg/l	20,9	20,6	17,3	19,7	22,5	24,6	26,5	27,9
celkový fosfor	mg/l	0,05	0,05	0,23	0,38	0,84	0,77	0,73	0,76
<b>Datum odběru</b>	<b>22.8..2015</b>	<b>SP_1o</b>	<b>SP_2o</b>	<b>SP_3o</b>	<b>SP_4o</b>	<b>SP_5o</b>	<b>SP_6o</b>	<b>SP_7o</b>	<b>SP_8o</b>
hodnota pH	-	X	X	X	X	X	X	X	X
celkový dusík	mg/l	1,61	1,25	0,87	0,69	7,6	3,44	3,39	3,3
chloridy	mg/l	3,5	4,3	7,8	9,2	32,6	22	20,6	19,9
CHSK-Cr	mg/l	41,7	22,9	16,3	46,2	26,7	23,1	24,5	19,5
dusičnany	mg/l	2,3	14,4	8,4	3,1	29,6	13,6	14	13,3
sírany SO <sub>4</sub> <sup>(2-)</sup>	mg/l	26,2	19,2	17,1	6,3	26,6	19,1	18,2	18,3
celkový fosfor	mg/l	0,12	0,07	0,12	0,29	0,7	0,8	0,72	0,68
<b>Datum odběru</b>	<b>22.09.2015</b>	<b>SP_1o</b>	<b>SP_2o</b>	<b>SP_3o</b>	<b>SP_4o</b>	<b>SP_5o</b>	<b>SP_6o</b>	<b>SP_7o</b>	<b>SP_8o</b>
hodnota pH	-	X	X	X	X	X	X	X	X
celkový dusík	mg/l	1,87	1,72	2,03	2,21	2,87	2,02	2,03	2,05
chloridy	mg/l	3,5	4,3	5,7	8,5	14,2	9,9	9,2	9,2
CHSK-Cr	mg/l	42,9	38,8	36,8	44,5	34,6	50,5	55,2	47,1
dusičnany	mg/l	6,8	7,8	14,9	13,1	17,3	7,8	10,6	8,5
sírany SO <sub>4</sub> <sup>(2-)</sup>	mg/l	46,7	23,9	24,3	23,1	22,5	20,1	20,5	21,8
celkový fosfor	mg/l	0,11	0,16	0,2	0,27	0,31	0,4	0,21	0,34

### **6.2.1 Odběrové místo SP\_1o**

Dle předpokladu dosáhlo první odběrové místo vzhledem k ostatním odběrovým místům ve všech měsících nejlepšího fyzikálně-chemického stavu. Pouze v měsíci dubnu a září překročily dusičnany mezní hodnoty stanovené nařízením a byly tudíž klasifikovány jako „nedosažení dobrého stavu“. Dobrého stavu dále také nedosáhly hodnoty  $CHSK_{CR}$ , a to v červenci, srpnu a září, což může to být dáno delší dobou, kdy byly vzorky v zamrazeném stavu. Výše zmíněné parametry, které nedosáhly dobrého stavu, byly klasifikovány III. třídou dle platné normy. Zbytek parametrů byl hodnocen I. nebo II. třídou, což značí minimální znečištění vody. Klasifikace SP\_1o, i všech ostatních odběrových míst dle nařízení je znázorněna v tabulce č. 15 a dle normy v tabulce č. 16.

### **6.2.2 Odběrové místo SP\_2o**

Vzorky odebírané na druhém odběrovém místě stále nevykazují žádnou větší odchylku od čistých vod, resp. od vod klasifikovaných normou jako I. a II. třída. Výjimku zde tvoří zase  $CHSK_{CR}$  v červenci a září, která spadají svými hodnotami do III. třídy stejně jako dusičnany v dubnu a září. V srpnu však dusičnany vykazaly vysoké hodnoty a byly klasifikovány V. třídou, tedy tou nejhorší. Vysvětlení může být několik. Srpen byl nejteplejším měsícem v roce 2015 a průtoky byly tudíž nejnižší, čili jakékoliv znečištění by se v kvalitě vody výrazně projevilo z důvodu minimálního promíchání vody s nečistotami. Dalším vysvětlením by mohla být chyba při stanovení hodnot v laboratoři. Posledním možným vysvětlením může být shoda náhod, kdy autor odebíral vzorky vody, která byla ten den znečištěná např. možným únikem dusičnanových hnojiv z polí and odběrovým místem.

### **6.2.3 Odběrové místo SP\_3o**

Třetí odběrové místo se nachází již v plně zastavěné části, čili plně reflektuje možné znečištění vznikající v městském prostředí. Nejhorších hodnot zde dosáhly zase dusičnany a to v září, kdy byly klasifikovány V. třídou. Zbytek měsíců kromě května a června jsou dusičnany klasifikovány III. třídou. Za zmínku také stojí vyšší hodnoty celkového fosforu v červenci, které se zvedly z 0,05 na 0,23 mg/l.

#### **6.2.4 Odběrové místo SP\_4o**

Na čtvrtém odběrovém místě dosáhly v září dusičnany opět na V. třídu. Mohlo by to být způsobeno únikem nevázaných dusičnanových sloučenin z polí nacházejících se výše po toku, kde narušení půdy z důvodu sklizně mohlo uvolnit právě tyto sloučeniny. Čtvrté odběrové místo vykazuje i zvýšení koncentrací celkové fosforu a to ve všech měsících, jak je patrné v tabulce č. 14. Klasifikace IV. třídy zde dosáhly hodnoty  $CHSK_{CR}$  v měsíci srpnu, což může být dáno právě nejsušším měsícem v roce, kdy kvůli nedostatku vody rostla spotřeba kyslíku.

#### **6.2.5 Odběrové místo SP\_5o**

Na pátém odběrovém místě se bude na hodnotách zjišťovaných parametrů podílet čistírna odpadních vod. V teplých měsících zde došlo k rapidnímu nárůstu koncentrací celkového fosforu, který je v období červen – srpen klasifikován IV. třídou. Je zde nárůst koncentrací o více než 120 % oproti čtvrtému odběrovému místu. Dusičnany byly klasifikovány IV. třídou v květnu a v srpnu a září V. třídou. V tabulce č. 14 lze také pozorovat rapidní nárůst koncentrací chloridů, které však nijak nepřekračují hodnoty pro I. třídu klasifikace. V červenci zde byla naměřena nejvyšší koncentrace celkového fosforu v srpnu nejvyšší koncentrace dusičnanů.

#### **6.2.6 Odběrové místo SP\_6o**

Šesté odběrové místo se nachází přímo u frekventované silnice, odkud sem může stékat srážková voda s nečistotami, na druhé straně se ale toto odběrové místo nachází v úseku, který je hojně napájený drobnými přítoky, které slouží jako zdroj vody, což může vést k rychlejšímu rozpouštění a mixování nečistot. Celkový fosfor je zde klasifikován třídou čtyři a to pět ve třech měsících, tentokrát v červenci až září. Naopak koncentrace dusičnanů ve všech měsících krom srpna, kde byl klasifikován V. třídou, klesla. Rapidní nárůst zde byl zaznamenán u chemické spotřeby kyslíku v září, kde hodnota překročila 50 mg/l.

#### **6.2.7 Odběrové místo SP\_7o**

Předposlední odběrové místo vykazuje stejně jako šesté odběrové místo vyšší hodnoty celkového fosforu, a to od května, kdy je klasifikován III. třídou. Pouze v nejteplejších měsících, v červenci a srpnu, je opět zařazen do IV. třídy klasifikace. Srpnové dusičnany jsou opět zařazeny do V. třídy klasifikace v srpnu a v září do IV.



Třídy klasifikace. V srpnu na tomto odběrném místě dosáhl nejvyšší hodnoty  $CHSK_{CR}$ , když přesáhl hodnotu 55 mg/l a byl tak klasifikován IV. třídou.

### 6.2.8 Odběrové místo SP\_8o

Poslední odběrové místo nacházející se před ústím do řeky Kamenice má shodnou klasifikaci jako předchozí odběrné místo. Pouze koncentrace dusičnanů v září klesla, a tudíž byly dusičnany klasifikovány III. třídou.

### 6.2.9 Celkové hodnocení fyzikálně-chemického stavu

Pokud by se zprůměrovala klasifikace celého Smržovského potoka, dosáhl by tok na lepší II. třídu. Z hlediska normy se chemický stav vody výrazněji mění od čtvrtého odběrného místa, kde je potok již v plném kontaktu s urbanizovaným územím, což poukazuje na vliv města na tok. Naopak nejlepších hodnot dosáhlo první odběrné místo, které se nachází v téměř netknuté krajině. A jak bylo popsáno výše, tento fakt se očekával.

Z časového hlediska dopadly nejhůře měsíc srpen a září, kde byly naměřené hodnoty parametrů nejhůře hodnoceny. Je však nutné přihlídnout k malému počtu odběrů, k absenci některých parametrů jakou jsou pH či amoniak a amonné ionty, apod., které by zpřesnily klasifikaci toku. Dalším důležitým faktorem bylo také počasí. Rok 2015 byl teplotně nadprůměrný, což mohlo také vést ke zkreslení opravdového stavu vodního toku vzhledem k velmi podprůměrným průtokům.

Pro názornou ukázkou vysokých koncentrací dusičnanů a celkového fosforu (viz tab. 14., 15, 16) byl vytvořen graf č. 7, který zobrazuje trend jejich koncentrací na všech odběrných místech v průběhu roku 2015., kde je především u fosforu zřetelná stoupající tendence jeho koncentrací v toku. Pro lepší představu graf znázorňuje i třídy jakosti vody dle normy ČSN 75 7221.

**Tabulka 15: Klasifikace výsledků dle nařízení 23/2011 Sb., kde "D" značí dobrý stav a "N" značí nedosažení dobrého stavu.**

Parametr	Jednotka	Odběrné místo								Norma environmentální kvality (NEK-RP)
		SP_1 o	SP_2 o	SP_3 o	SP_4 o	SP_5 o	SP_6 o	SP_7 o	SP_8 o	
<b>Duben</b>										
celkový N	mg/l	D	D	D	D	D	D	D	D	6
Chloridy	mg/l	D	D	D	D	D	D	D	D	150
CHSK-Cr	mg/l	D	D	D	D	D	D	D	D	26
dusičnany	mg/l	N	N	N	N	N	N	N	D	5,4
sírany $SO_4^{(2-)}$	mg/l	D	D	D	D	D	D	D	D	200
celkový P	mg/l	D	D	D	D	D	D	D	D	0,15

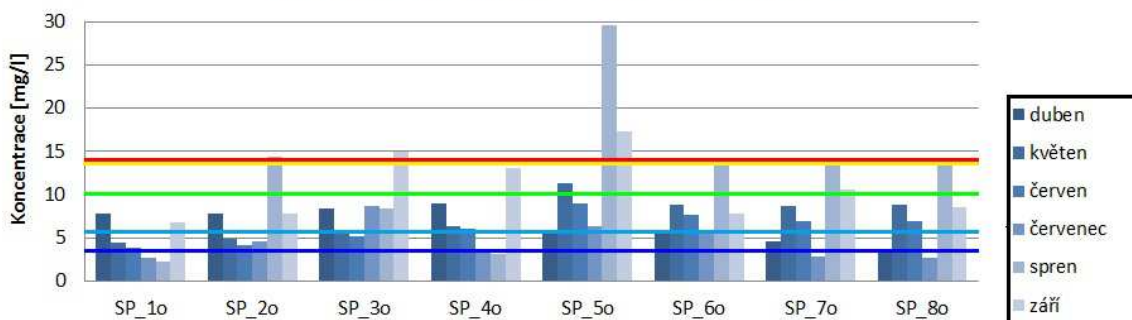
<b>Květen</b>		1	2	3	4	5	6	7	8	
celkový N	mg/l	D	D	D	D	D	D	D	D	6
Chloridy	mg/l	D	D	D	D	D	D	D	D	150
CHSK-Cr	mg/l	D	D	D	D	D	D	D	D	26
dusičnany	mg/l	D	D	N	N	N	N	N	N	5,4
sírany SO <sub>4</sub> <sup>(2-)</sup>	mg/l	D	D	D	D	D	D	D	D	200
celkový P	mg/l	D	D	D	D	N	N	D	D	0,15
<b>Červen</b>		1	2	3	4	5	6	7	8	
celkový N	mg/l	D	D	D	D	D	D	D	D	6
Chloridy	mg/l	D	D	D	D	D	D	D	D	150
CHSK-Cr	mg/l	D	D	D	D	D	D	D	D	26
dusičnany	mg/l	D	D	D	N	N	N	N	N	5,4
sírany SO <sub>4</sub> <sup>(2-)</sup>	mg/l	D	D	D	D	D	D	D	D	200
celkový P	mg/l	D	D	D	N	N	N	N	N	0,15
<b>červenec</b>		1	2	3	4	5	6	7	8	
celkový N	mg/l	D	D	D	D	D	D	D	D	6
Chloridy	mg/l	D	D	D	D	D	D	D	D	150
CHSK-Cr	mg/l	N	N	N	N	N	D	N	N	26
dusičnany	mg/l	D	D	N	D	N	N	D	D	5,4
sírany SO <sub>4</sub> <sup>(2-)</sup>	mg/l	D	D	D	D	D	D	D	D	200
celkový P	mg/l	D	D	N	N	N	N	N	N	0,15
<b>Srpen</b>		1	2	3	4	5	6	7	8	
celkový N	mg/l	D	D	D	D	N	D	D	D	6
Chloridy	mg/l	D	D	D	D	D	D	D	D	150
CHSK-Cr	mg/l	N	D	D	N	N	D	D	D	26
dusičnany	mg/l	D	N	N	D	N	N	N	N	5,4
sírany SO <sub>4</sub> <sup>(2-)</sup>	mg/l	D	D	D	D	D	D	D	D	200
celkový P	mg/l	D	D	D	N	N	N	N	N	0,15
<b>Září</b>		1	2	3	4	5	6	7	8	
celkový N	mg/l	D	D	D	D	D	D	D	D	6
Chloridy	mg/l	D	D	D	D	D	D	D	D	150
CHSK-Cr	mg/l	N	N	N	N	N	N	N	N	26
dusičnany	mg/l	N	N	N	N	N	N	N	N	5,4
sírany SO <sub>4</sub> <sup>(2-)</sup>	mg/l	D	D	D	D	D	D	D	D	200
celkový P	mg/l	D	N	N	N	N	N	N	N	0,15

**Tabulka 16: Klasifikace výsledků dle ČSN 75 7221**

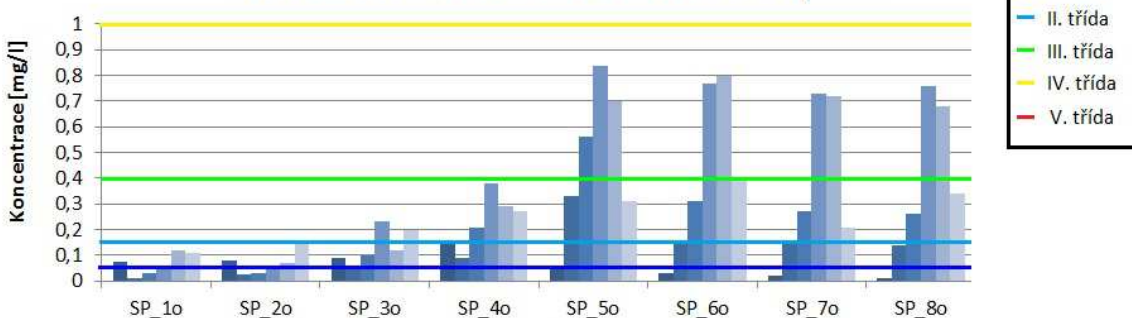
Parametr	Jednotka	Odběrné místo							
		SP_1o	SP_2o	SP_3o	SP_4o	SP_5o	SP_6o	SP_7o	SP_8o
<b>Duben</b>		SP_1o	SP_2o	SP_3o	SP_4o	SP_5o	SP_6o	SP_7o	SP_8o
Chloridy	mg/l	I	I	I	I	I	I	I	I
CHSK-Cr	mg/l	I	I	I	I	I	I	I	I
dusičnany	mg/l	III	III	III	III	II	II	II	II
sírany jako SO <sub>4</sub> (2-)	mg/l	I	I	I	I	I	I	I	I
celkový fosfor	mg/l	II	II	II	II	II	I	I	I
<b>Květen</b>		SP_1o	SP_2o	SP_3o	SP_4o	SP_5o	SP_6o	SP_7o	SP_8o
Chloridy	mg/l	I	I	I	I	I	I	I	I
CHSK-Cr	mg/l	I	I	I	I	I	I	I	I
dusičnany	mg/l	II	II	II	III	IV	III	III	III
sírany jako SO <sub>4</sub> (2-)	mg/l	I	I	I	I	I	I	I	I
celkový fosfor	mg/l	II	II	II	II	II	III	III	III

Červen		SP_1o	SP_2o	SP_3o	SP_4o	SP_5o	SP_6o	SP_7o	SP_8o
Chloridy	mg/l	I	I	I	I	I	I	I	I
CHSK-Cr	mg/l	I	I	I	I	I	I	I	I
dusičnany	mg/l	II	II	II	III	III	III	III	III
sířany jako SO <sub>4</sub> (2-)	mg/l	I	I	I	I	I	I	I	I
celkový fosfor	mg/l	I	I	II	III	IV	III	III	III
červenec		SP_1o	SP_2o	SP_3o	SP_4o	SP_5o	SP_6o	SP_7o	SP_8o
Chloridy	mg/l	I	I	I	I	I	I	I	I
CHSK-Cr	mg/l	III	III	III	III	III	II	III	III
dusičnany	mg/l	I	II	III	II	III	II	I	I
sířany jako SO <sub>4</sub> (2-)	mg/l	I	I	I	I	I	I	I	I
celkový fosfor	mg/l	II	II	III	III	IV	IV	IV	IV
Srpen		SP_1o	SP_2o	SP_3o	SP_4o	SP_5o	SP_6o	SP_7o	SP_8o
Chloridy	mg/l	I	I	I	I	I	I	I	I
CHSK-Cr	mg/l	III	II	II	IV	III	II	II	II
dusičnany	mg/l	I	V	III	II	V	V	V	V
sířany jako SO <sub>4</sub> (2-)	mg/l	I	I	I	I	I	I	I	I
celkový fosfor	mg/l	II	II	II	III	IV	IV	IV	IV
Září		SP_1o	SP_2o	SP_3o	SP_4o	SP_5o	SP_6o	SP_7o	SP_8o
Chloridy	mg/l	I	I	I	I	I	I	I	I
CHSK-Cr	mg/l	III	III	III	III	III	IV	IV	IV
dusičnany	mg/l	III	III	V	V	V	III	IV	III
sířany jako SO <sub>4</sub> (2-)	mg/l	I	I	I	I	I	I	I	I
celkový fosfor	mg/l	II	III	III	III	III	IV	III	III

Koncentrace dusičnanů ve Smržovském potoce



Koncentrace celkového fosforu ve Smržovském potoce



Graf 7: Názorná ukázka koncentrací dusičnanů a celkového fosforu v průběhu roku 2015 (duben-září) včetně znázornění tříd jakosti vody dle normy ČSN 75 7221.

### 6.3 Biologické hodnocení toku

Jak bylo uvedeno v metodice, byly provedeny dva odběry biologického materiálu – v jarním období 27. 4. 2015 a v podzimním období 8. 10. 2015. Odběrná místa se shodovala s odběrnými místy pro fyzikálně-chemickou analýzu. Celkově bylo nalezeno 25 taxonů, kterým byl individuálně přiřazen saprobní index a indikační váha z ČSN 75 7716 (Jakost vod – Biologický rozbor – Stanovení saprobního indexu), na základě které se vypočítal index pro jednotlivé úseky a poté střední saprobní index pro celé období. V tabulce č. 17 jsou znázorněné odebrané taxony včetně jejich indikační váhy a saprobního indexu.

**Tabulka 17: Přehled odlovených taxonů a jejich saprobní index a indikační váha dle ČSN 75 7716.**

nalezené taxony	váha	Index
	$L_i$	$S_i$
<i>Silo sp. div</i>	3	0,5
<i>Sericostomata sp. div</i>	2	0,9
<i>Baetis rhodani</i>	1	1,4
<i>Platanbus insolitus</i>	2	1,2
<i>Bithynia tentaculata</i>	3	2,1
<i>Chironomidae</i>	2	1,9
<i>Pisidium</i>	1	2,4
<i>Tipula</i>	1	2,3
<i>Gammarus fossarum</i>	2	0,8
<i>Philopotamus sp. div</i>	3	0,4
<i>Erpobdella octoculata</i>	3	2
<i>Hydropsyche sp. div</i>	3	2
<i>Cloeon dipterum</i>	2	2,1
<i>Rhitrogena</i>	3	0,5
<i>Atherix ibis</i>	2	0,9
<i>Nematoda</i>	5	3
<i>Elmis sp. div</i>	2	1,2
<i>Planorbis corneus</i>	3	1,7
<i>Isoperla</i>	1	1,3
<i>Chaetopteryx sp. div</i>	3	1
<i>Ecnomus tenellus</i>	Neuvedeno	
<i>Perla</i>	2	0,7
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	1	1,6
<i>Glossiphonia complana</i>	2,6	2
<i>Asselus aquaticus</i>	2,8	3

Nejvyšší četnosti zde dosáhl pakomár (*Chironomus*), kde bylo vyloveno 224 jedinců z celkových 935 a druhým nejčetnějším organismem byla jepice předjarní

(*Baetis rhodani*), kterých bylo vyloveno 214 jedinců, a to především na jaře v dubnu, jak již napovídá název druhu.

### 6.3.1 Jarní vzorkovací období

V jarním období dne 27. 4. 2015 byly odloveny celé 2/3 z celkově 935 nasbíraných jednotlivých organismů, což poukazuje na mírnou teplou zimu, která tomuto jarnímu období přecházela, a tudíž vhodné podmínky. Nejvíce biologického materiálu bylo nasbíráno na čtvrtém odběrovém místě, které zároveň vykazuje nejvyšší míru saprobity, a to  $S_j = 1,66$ , čímž spadá do  $\beta$ -mezosaprobity a naopak nejnižší saprobní index má šesté odběrové místo, tedy  $S_j = 1,15$ , což ho řadí do oligosaprobity. Níže přiložená tabulka č. 18 znázorňuje celkový souhrn všech taxonů včetně jejich hojnosti na jednotlivých odběrových místech a saprobním indexem pro jednotlivá odběrová místa.

**Tabulka 18: Souhrnná tabulka taxony nasbíranými v jarním období s jejich hojností a saprobním indexem.**

nalezené taxony / odběrové místo	hojnost							
	SP_1o	SP_2o	SP_3o	SP_4o	SP_5o	SP_6o	SP_7o	SP_8o
<i>Silo sp. div</i>	14	4	6	4	4	3	0	0
<i>Sericostomata sp. div</i>	7	2	4	0	6	26	13	5
<i>Baetis rhodani</i>	10	18	48	82	5	9	14	8
<i>Platanbus maculatus</i>	5	0	1	0	1	0	0	0
<i>Bithynia tentaculata</i>	10	6	26	1	0	0	3	1
<i>Chironomidae</i>	19	2	9	67	11	4	0	0
<i>Pisidium</i>	4	0	1	0	2	1	0	0
<i>Tipula</i>	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gammarus fossarum</i>	2	0	3	3	0	0	0	0
<i>Philopotamus sp. div</i>	0	0	4	0	0	0	0	0
<i>Erpobdella octoculata</i>	0	0	0	2	0	0	2	0
<i>Hydropsyche sp. div</i>	5	5	5	4	4	3	4	9
<i>Cloeon dipterum</i>	0	0	0	6	0	0	0	0
<i>Rhitrogena</i>	0	0	0	1	0	0	3	0
<i>Atherix ibis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Nematoda</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Elmis sp. div</i>	0	0	0	0	0	17	23	0
<i>Planorbis corneus</i>	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Isoperla</i>	0	0	0	0	0	0	5	19
<i>Chaetopteryx sp. div</i>	0	0	0	0	0	0	7	7
<i>Ecnomus tenellus</i>	0	0	0	0	0	0	2	5
<i>Perla</i>	0	0	0	0	0	0	0	5
<b>Saprobní index jednotlivých vzorků <math>S_j</math></b>	<b>1,44</b>	<b>1,55</b>	<b>1,58</b>	<b>1,66</b>	<b>1,54</b>	<b>1,15</b>	<b>1,26</b>	<b>1,37</b>
<b>Průměrná saprobita <math>\bar{S}</math></b>	<b>1,47</b>							

Jarní odběrové období: 27. 4. 2015

Nejhoršího indexu, ačkoliv nijak výrazného, zde dosáhly třetí, čtvrté a páté odběrové místo, tedy místa, která se nacházejí v samotném centru města Smržovka. Průměrná saprobita pro jarní období je  $S= 1,47$ , což ho řadí do oligosaprobity, která značí vodu neznečištěnou lidskou činností.

### 6.3.2 Podzimní vzorkovací období

V podzimním období probíhal odběr biologického materiálu začátkem října dne 8. 10. 2015 v odpoledních hodinách během chladného vlhkého počasí. Celkově bylo naloveno oproti jarnímu období pouze 307 jednotlivých organismů, přičemž ubyl i počet nalovených taxonů. Oproti jarnímu období se mezi taxony neobjevily *Cloeon dipterum*, *Rhitrogena*, *Atherix ibis*, *Nematoda*, *Planorbis corneus* a oba druhy pošvatek *Isoperla* a *Perla*. Naopak byly odloveny tři nové druhy - *Polycentropus flavomaculatus*, *Glossiphonia complana* a pro hodnotu saprobního indexu významný druh *Asselus aquaticus*, který navyšuje právě hodnotu saprobity.

Nejlépe hodnoceným, tedy nejčistším odběrovým místem z hlediska saprobity, se stalo třetí odběrové místo s hodnotou saprobního indexu  $S_j = 0,86$ , což ho řadí oligosaprobity. Naopak nejhůře hodnoceným místem se stalo odběrové místo nacházející se za výtokem z čistírny odpadních vod na pátém odběrovém místě s indexem  $S_j = 2,36$ , což ho řadí do betamezosaprobity. Stejně jako u jarního období měly v tomto období nejhorší indexy odběrová místa nacházející se v centru města Smržovka, tedy SP\_4o, SP\_5o, SP\_6o a SP\_7o, s tím rozdílem, že SP\_3o bylo nejlépe hodnoceným místem na podzim, načež na jaře to bylo SP\_6o. Došlo zde tedy k posunu hodnot saprobity.

Průměrná saprobita pro podzimní období má hodnotu  $S= 1,74$ , což ji řadí do  $\beta$ -mezosaprobity, která se vyznačuje mírně znečištěnými vodami se schopností navrátit se do lepšího stavu pomocí samočisticích procesů. Je zde tedy zcela patrné, že po teplém a na srážky chudém létu se zvýšila hodnota podzimní saprobity oproti té jarní. Přiložená tabulka č. 19 znázorňuje celkový souhrn všech taxonů včetně jejich hojnosti na jednotlivých odběrových místech a saprobním indexem pro jednotlivá odběrová místa.

**Tabulka 19: Souhrnná tabulka taxony nasbíranými v podzimním období s jejich hojností a saprobním indexem.**

nalezené taxony / odběrové místo	Hojnost							
	SP_1o	SP_2o	SP_3o	SP_4o	SP_5o	SP_6o	SP_7o	SP_8o
<i>Silo sp. div</i>	3	5	0	0	0	1	0	0
<i>Sericostomata sp. div</i>	7	0	2	2	1	0	2	1
<i>Baetis rhodani</i>	1	3	3	5	3	2	2	1
<i>Platanbus insolitus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bithynia tentaculata</i>	0	0	2	0	4	2	3	0
<i>Chironomidae</i>	23	7	19	39	3	6	13	2
<i>Pisidium</i>	0	0	7	16	6	2	12	0
<i>Tipula</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Gammarus fossarum</i>	0	0	0	0	4	0	0	0
<i>Philopotamus sp. div</i>	0	0	5	0	1	1	7	3
<i>Erpobdella octoculata</i>	0	0	0	1	5	1	4	2
<i>Hydropsyche sp. div</i>	2	1	1	1	0	0	0	2
<i>Cloeon dipterum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhitrogena</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Atherix ibis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nematoda</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Elmis sp. div</i>	0	7	4	0	0	0	1	1
<i>Planorbis corneus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Isoperla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chaetopteryx sp. div</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ecnomus tenellus</i>	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Perla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Glossiphonia complana</i>	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Asselus aquaticus</i>	0	0	0	0	19	3	12	0
<b>Saprobní index jednotlivých vzorků <math>S_j</math></b>	<b>1,55</b>	<b>1,25</b>	<b>0,86</b>	<b>1,92</b>	<b>2,35</b>	<b>1,96</b>	<b>1,97</b>	<b>1,36</b>
<b>Průměrná saprobita <math>\bar{S}</math></b>	<b>1,74</b>							

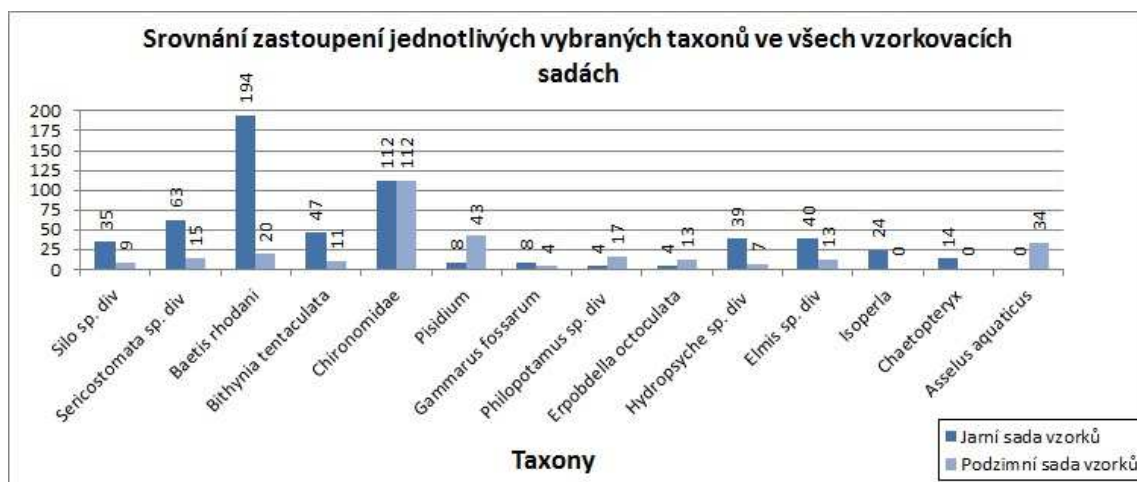
Podzimní odběrové období 8. 10. 2016

### 6.3.3 Celkové hodnocení saprobity toku

Jednotlivé saprobní indexy poukázaly na to, že největší znečištění vody v toku se vyskytuje v urbanizovaném území, kde se zároveň však vyskytovaly i místa s nejnižší saprobitou, jmenovitě šesté odběrové místo v jarním období a třetí odběrové místo v podzimním období. První odběrné místo, které se nachází v prvním, nejlépe hodnoceném, úseku SP\_1, a které bylo zároveň nejlépe hodnocené z fyzikálně-chemického hlediska, nedosáhlo ani v jednom případě na nejnižší hodnotu saprobity. Vysvětlením zde můžou být nižší hodnoty pH vody, což způsobuje okolní přirozeně kyselé prostředí podpořené tvorbou surového humusu z opadu jehličnatých stromů.

V jarním období dobře dopadla hodnocení pro odběrná místa SP\_6o, SP\_7o a SP\_8o, která se nachází v šestém a sedmém úseku SP\_6 a SP\_7, která jsou hojně napájena drobnými vodními toky pramenícími na Černostudničním hřbetu. Právě tyto potůčky by mohly být vysvětlením nízkých saprobních indexů, kdy tající sněh ve vyšších polohách zvýšil množství vody v těchto potůčcích, a tudíž se zvýšil i odnos organického materiálu do Smržovského potoka. Naopak v podzimním období tyto odběrná místa, kromě SP\_8o, měla zvýšené hodnoty saprobity, což by také mohlo souviset s výše zmíněnými potůčky, vzhledem ke sníženému množství vody v nich z důvodu extrémně teplého a na srážky chudého letního období.

Celkově se v jarním období vyskytovalo více druhů s nízkým saprobním indexem, především pak druhy z řádu chrostíci (*Trichoptera*) nebo hojně se vyskytující jepice předjarní (*Baetis rhodani*). Naopak v podzimním převládaly druhy s vyšším saprobním indexem, především pak pakomárovití (*Chironomidae*), mlž *Pisidium* nebo beruška vodní (*Asselus aquaticus*). V grafu č. 8 je pro ukázkou zobrazeno srovnání vybraných jednotlivých taxonů v jarním a podzimním období.



**Graf 8: Srovnání zastoupení jednotlivých vybraných druhů v jarním a podzimním vzorkovacím období.**

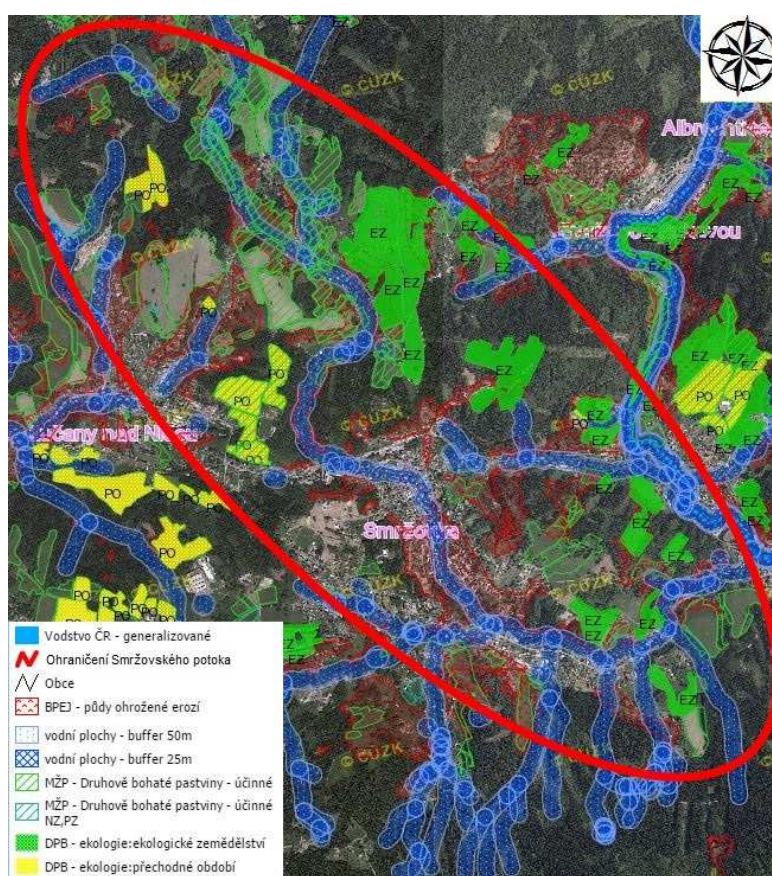


## 7 DISKUZE

Smržovský potok dlouhý 7, 7 kilometru protéká různými prostředími, která se výrazně podílí na jeho ekologickém stavu. Protéká lesem, přirozenou krajinou, zemědělskou krajinou, urbanizovanou krajinou a přímo intravilánem. Potok pramení v CHKO Jizerské hory, která má obecně kyselé půdy a převážně jehličnatý porost. Jehličnany, především pak monokulturní smrkové porosty, respektive jejich drsné jehlice, jsou ideální pro zachycování oxidu siřičitého ( $\text{SO}_2$ ) a atmosférického aerosolu, které při opadu jehlic ještě více snižují pH povrchových vod, tedy i Smržovského potoka (Hruška et al., 1997). Navíc dle Kulasové et al. (2006) hodnota pH klesá při nižších průtocích. A právě hodnoty pH dle Pittera (1990) výrazně ovlivňují chemické a biochemické procesy ve vodách i toxický vliv látek na vodní organismy. Ačkoliv bylo pH měřeno pouze v měsíci dubnu, květnu a červnu lze z výsledků vyvodit, že během teplého letního období, kdy byly průtoky výrazně nižší, byly hodnoty pH na nižší úrovni než obvykle, o čemž vypovídají hodnoty  $\text{CHSK}_{\text{CR}}$ , které v červenci, srpnu a září nedosáhly dle nařízení č. 23/2011 Sb. na dobrý stav a byly zařazeny do III. třídy jakosti povrchových vod dle normy ČSN 75 7221. Řeč je zde o prvním úseku, kde převládá právě lesní porost v povodí potoka. Kromě trvalého snižování emisí a imisí vypouštěných do ovzduší může opětovné vysázení listnatých porostů a redukce smrkových monokultur sloužit jako opatření vhodné pro zvýšení pH povrchových vod, tedy i pH Smržovského potoka.

Zemědělské plochy mají významnější podíl na ekologickém stavu toku. Erozní činnost při výraznější srážkové činnosti způsobuje častou turbiditu toku a navíc odnos drobných částic může způsobit dočasné zvýšení heterogenity dna vodního toku, kde se nachází mnoho organismů, což ale nebylo možné moc pozorovat v případě této práce, jelikož rok 2015 byl velmi suchým rokem. Avšak mnohem horší dopad zemědělských ploch na vodní systém mají unikající a vyluhující se živiny z polí a pastvin, především pak fosfor a dusík, jež se podílí na eutrofizaci povrchových vod (Janeček, 2008). Na Smržovském potoce by se vyšší koncentrace dusíku a fosforu projevíly ihned na druhém či třetím odběrném místě, které se nacházejí vždy za zemědělskými plochami. Nic takového však nebylo pozorováno kvůli nedostatku srážek. Pouze v srpnu a v září vyskočily hodnoty dusičnanů na hodnoty klasifikované V. třídou jakosti dle normy ČSN 75 7221. Celkový fosfor zde ani jednou nepřekročil hodnoty, které by byly klasifikované hůře než III. třídou

jakosti. Všeobecným opatřením proti erozi a úniku fosforu a dusíku do vodních systémů je striktní dodržování pravidel danými státem (EU), jaká jsou třeba doby schválené pro hnojení, použitá hnojiva, dodržování vzdáleností hnojení od vodního toku, rytí polí ve směru vrstevnic, apod. Z níže přiložené mapy č. 10 lze však pozorovat, že v povodí Smržovského potoka převládá ekologické zemědělství, čili moderní forma obhospodařování půdy bez používání chemických vstupů s nepříznivými dopady na životní prostředí (eAGRI, 2016), takže největší hrozbou pro Smržovský potok jsou zde půdy ohrožené erozí a pastviny, kde se vlivem srážkové činnosti mohou dostat živiny z výkalů hospodářských zvířat do vodního systému.



**Mapa 10: Ukázka ploch v povodí Smržovského potoka, kde se využívá ekologického zemědělství a zároveň jsou na mapě zobrazeny půdy ohrožené erozí a buffer zóny v okolí vodních toků dané nitrátovou směrnicí (LPIS).**

Čtvrtý až sedmý úsek Smržovského potoka, respektive třetí až osmé odběrné místo, se nachází již plně v urbanizované části, na což se tato práce zaměřovala především. Fyzikálně-chemická analýza zde jasně prokázala vliv urbanizace na kvalitu toku, kdy se zvedli koncentrace celkové fosforu a dusičnanů a to především v letních měsících na pátém odběrovém místě, které je umístěno za výpustí z čistírny

odpadních vod. Ke stejným výsledkům došla i studie Fuchse a Wandera (2011) provedená na řece Moskva a řece Havel, která dokládá, že zdrojem dusíku a fosforu jsou právě čistírny odpadních vod.

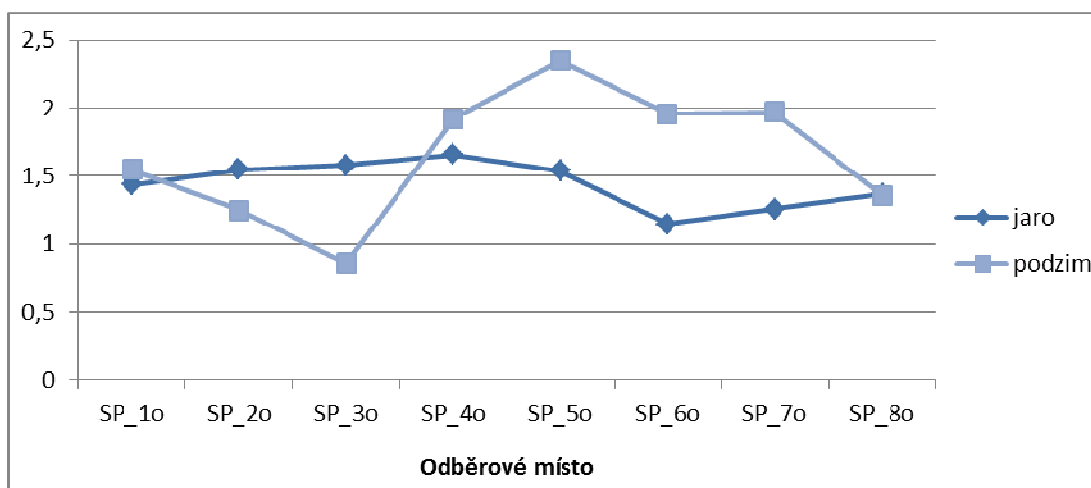
V dnešní době roste spotřeba fosforu s rostoucím počtem obyvatel, který je postupně smýván a unášen podzemními a povrchovými vodami až do moře, kde je ukládán v podobě nerozpustných fosforečnanů v hlubinných sedimentech. Navíc se jeho přírodní zásoby tenčí. Z výsledků této práce je zcela patrné, že za výpustí ČOV se vyskytuje celkový fosfor ve vysokých koncentracích, čemuž by pomohlo zavedení nových technologií pro znovuzískávání fosforu z kalové vody. Tím by se vyřešily jeho vysoké koncentrace vypouštěné zpět do recipientu a následná eutrofizace vodního systému. Navíc by se zpětně získával fosfor dále použitelný jako hnojivo pro zemědělskou výrobu (Sartorius et al., 2012; Sýkorová et al., 2014). Například dle Battistoni et al. (1997) a Müncha a Barra (2001) může být za pomoci srážení struvitu z kalové vody znovuzískáno až 90 % fosforečnanového fosforu ( $\text{P-PO}_4^{3-}$ ) a 50–80 % celkového fosforu (P).

Celkově nejhůře hodnoceným měsícem byl srpen, který byl také nejsušším měsícem v roce 2015, což se významně podílelo na koncentracích celkového fosforu a dusičnanů. Dle studie Kašiarové a Feszterové (2010), které se zabývaly změnami kontaminací ve vybraných slovenských povodích, by se měly koncentrace dusičnanů níže po proudu snižovat. Je to dáno větším množstvím vody, která má vyšší ředící schopnost, což se však nestalo v případě této práce z důvodu odběrů za velmi nízkých průtoků.

Hydromorfologický monitoring byl vyhodnocen dle platné metodiky. Vzhledem k terénní i časové náročnosti se zde však mohou vyskytovat drobné nepřesnosti. Dle autora se zde jedná o velmi individuální přístup k monitoringu, kdy by k němu každý přistupoval jinak, a tudíž by se zde poté mohly lehce lišit i jeho výstupy. Celkově nejhorší hodnocení obdržel čtvrtý úsek, na kterém se nacházejí třetí a čtvrté odběrové místo, které svými výsledky analýzy vody korespondují s výsledkem tohoto úseku. Celkové skóre Smržovského potoka je 2, 1. Byl tedy klasifikován jako dobrý. Toto skóre by se dalo ponížít, pokud by zavedla pro všechny objekty nová koncepce pro srážkový odtok a tím pádem by se zrušily veškeré vývody do potoka z okolních domů a silnic či pokud by došlo k revitalizaci příbřežní zóny v roztroušené zástavbě, kde by se nahradila kamenná dlažba, jiným typem opevnění, což by zvýšilo variabilitu břehů a koryta toku. To vše s přihlédnutím na všeobecnou bezpečnost.

Pro stanovení saprobního indexu byla použita česká metoda PERLA, která vychází z požadavků vodní rámcové směrnice 2000/60/ES. V této metodě se odlovené organismy determinují do druhů, které mají přiřazený saprobní index a indikační váhu, na základě které se potom hodnotí stav toku. Pro příklad lze uvést metody užívané v ostatních zemích EU, jako například metoda BBI užívaná v Belgii (De Pauw et Vanhooren, 1983), EBI v Itálii (Ghetti, 1997) nebo třeba DSFI v Dánsku. Například metoda DSFI dělí makrozoobenthos do šesti skupin, tzv. Indicator groups (IG1 – IG6), kde jsou organismy určovány do druhů, čeledí, ale i řádů, na základě čehož je jim přidělen index, dle kterého se pak hodnotí stav toku (Skriver et al., 2000).

Saprobity Smržovského potoku v jarním období dosáhla na hodnotu 1,47, což ji řadí do oligosaprobity, která se dle ČSN 75 7716 vyznačuje čistou vodou s nepatrnými vstupy organických látek a živin. V podzimním období měl Smržovský potok hodnotu saprobity již 1,74, což ho řadí do  $\beta$ -mezosaprobity, jež se vyznačuje zvýšeným přísunem organických látek, které nejsou všechny zmineralizovány a využity primární produkcí. Autonomní produkce organických látek je větší než jejich přísun z okolního prostředí (allochtonní). Probíhá zde aerobní rozklad. V níže přiloženém grafu č. 9 je zobrazen trend jednotlivých saprobních indexů  $S_j$  pro jarní a podzimní období, kde je patrná značná rozkolísanost podzimních indexů oproti těm jarním.



Graf 9: Graf zobrazující trend jednotlivých saprobních indexů  $S_j$  v jarním a podzimním období.

Laboratorně bylo prokázáno, že členovci tekoucích vod spotřebovávají více kyslíku než příbuzní z vod stojatých (Fox et Simmonds in Hynes, 1970). Vzhledem k nízkým průtokům v letním období rapidně vzrostla spotřeba kyslíku, což je patrné

také ze zářijových výsledků, kdy hodnoty  $CHSK_{CR}$  stouply. A samočištění toku probíhá především na úrovni oxidačních pochodů, kdy je potřeba vysokého obsahu kyslíku  $O_2$  (Rödlová, 2012). Klesl tak počet podzimních odlovených vzorků, ve kterém převládaly taxony tolerantnější k organickému znečištění, předně pak čeled' pakomárovití (*Chironomidae*) a druh beruška vodní (*Asselus aquaticus*), která se výraznou měrou podílela na vyšší hodnotě saprobního indexu. Nejhorší podzimní saprobní indexy získala odběrná místa SP\_4o až SP\_7o nacházející se v zástavěném území plném nepropustných materiálů, kde průtoky mohly být poníženy vyššími teplotami ve městě a tím pádem vyšším odparem vody z toku vlivem tzv. „efektu teplého ostrova“, který je pozorovatelný hlavně během léta a v noci (Arnifeld 2003; Gaffin et al. 2008). Na celkově nejvyšší hodnotě saprobity na pátém odběrovém úseku SP\_5o se navíc podílela voda vypouštěná z ČOV, která zvýšila koncentrace celkové fosforu a dusičnanů v toku, jež způsobují eutrofizaci, důsledkem které dochází k přemnožení planktonu a sinic, které zvyšují spotřebu kyslíku. A po jejich masovém odumření se zde začíná projevovat nedostatek kyslíku a to především u dna, kde se nachází převážná část makrozoobentosu (Conley, 1999). V podzimním období mělo třetí odběrové místo nacházející se na samém začátku centra města Smržovky nejnižší hodnotu saprobity. Zde bylo v korytě dostatek vody, jelikož úsek toku před tímto odběrovým místem byl i přes suché léto napájen hojnými počtem mokřadů zásobujících tok vodou. Navíc přibližně 300 m od SP\_3o se nacházejí přírodní kaskády, které výrazně okysličují vodu v toce.

Naopak odběry v jarním období oproti tomu podzimnímu byly prováděny za běžných průtoků v potoce a za běžných jarních teplot, tudíž zde nehrozil pokles rozpuštěného kyslíku v toku. Navíc koncentrace celkového fosforu, dusičnanů a  $CHSK_{CR}$ , které dosahovaly vysokých hodnot v letních měsících, zde byly klasifikovány nejhůře III. třídou jakosti dle ČSN 75 7716. Nižší průměrná saprobity pro toto období byla dosažena především díky výskytu jepice předjarní (*Baetis rhodani*), která tvořila přes 30 % odlovených organismů, dále pak díky hojnému výskytu druhů z řádu chrostíci (*Trichoptera*) a pošvatky (*Plecoptera*), které mají nízké saprobní indexy. Nejlepšího hodnocení zde dosáhlo šesté odběrové místo SP\_6o, což lze zdůvodnit nízkým výskytem pakomárů a vysokou abundancí chrostíků a druhů z čeledi *Elmidae*.

Největší počet organismů byl odloven vždy na čtvrtém odběrovém místě, který je bohatý na různé drobné mikrohabitaty v podobě ponořených, či plovoucích

makrofyt nebo členitého dnového substrátu, kde převládá písčité substrát, jež je vhodným útočištěm pro jepici předjarní (*Baetis rhodani*) či hrachovce (*Pisidium*) (Böhmer et al., 2001). Dle Benkeho et al. (1984) je obecně vyšší druhová rozmanitost a abundance organismů na kamenech, či v písčitém substrátu v toku.

Podle Böhmera et al. (2001) má nejvyšší podíl na abundanci makrozoobenthosu v toku znečištění, především pak odpadní vody z urbanizovaného prostředí, méně pak morfologie toku a jeho velikost. Böhmer et al. (2001) dále také poukazuje na korelaci mezi abiotickými faktory a abundancí makrozoobenthosu, což by vysvětlovalo tak výrazný pokles organismů po suchém a teplém létě ve Smržovském potoce.

Celkové shrnutí by bylo takové, že hydromorfologický monitoring toku je velmi náročný proces, kde je těžké zaručit 100 % přesnost všech údajů. U fyzikálně-chemické analýzy společně s odlovem makrozoobenthosu a následným určením jeho saprobního indexu by bylo vhodné provádět tyto odběry po dobu několika let, aby se dospělo k přesnějším závěrům.

## 8 ZÁVĚR

Informace získané při psaní této diplomové práce poskytují přehled o vývoji ekologického stavu Smržovského potoka během roku 2015. Smržovský potok dlouhý necelých osm kilometrů protéká přirozenou krajinou, zemědělskou krajinou a přibližně polovina toku protéká urbanizovaným prostředím, kde se vyskytuje mnoho nepropustných, teplo absorbujících ploch, které se významnou měrou podílí právě na ekologickém stavu potoka. Z chemického hlediska je největším zásahem do toku výpusť z čistírny odpadních vod, kde se rapidně zvýšily koncentrace celkového fosforu a dusičnanů, které byly klasifikovány III. – V. třídou dle normy ČSN 75 7221.

Vzhledem ke své celkově převládající mikrohabitatové rozmanitosti a často se vyskytujícím peřejnatým částem, které okysličují vodu, se dá potok klasifikovat jako tok vhodný pro řadu živočišných a rostlinných zástupců zvyšující biodiverzitu prostředí. Problémem se pak stávají jeho úseky proudící centrem města, kde umělé opevněné koryto s početnými vývody na odvod vody od domů a z komunikací a na vegetaci chudá příbřežní zóna snižují ekologický potenciál toku a přispívají k jeho znečištění. Dalším problémem v centru Smržovky jsou pak časté nepropustné plochy v okolí potoka, které rychle odvádí vodu společně s nečistotami do toku. V případě roku 2015 však tyto plochy akumulovaly převážně teplo, kvůli kterému se zvýšil odpar. To mělo za následek snížení průtoku v korytě a rapidní vzestup spotřeby životadárného kyslíku.

Tato diplomová práce poukázala na fakt, že i čistý horský potok s vysokou samočisticí schopností může být ovlivněn a znečištěn urbanizovaným prostředím, což nám ukázaly výsledky jak hydromorfologického monitoring toku, fyzikálně-chemické analýzy vody v toku, tak i saprobního indexu. Všechny hodnoty výše zmíněných hodnocení měly zvýšené hodnoty v centru města Smržovka, i přesto však Smržovský potok vykazuje malou míru znečištění. Je však nutné i nadále sledovat ekologický stav tohoto potoka a především dbát na to, aby zásahy do toku byly co nejmenší, v ideálním případě toku prospěšné, jelikož nejen Smržovský potok, ale i ostatní male vodní toky jsou velice důležitým článkem životního prostředí na mezinárodní úrovni.

## 9 REFERENCE

- Adams, L. W. (1994). *Urban Wildlife Habitats*. Minneapolis: University of Minnesota Press.
- Allan, J.D., and L.B. Johnson, 1997. Catchment-Scale Analysis of Aquatic Ecosystems. *Freshwater Biology* 37(1):107-111.
- Allan, J.D., D.L. Erickson, and J. Fay, 1997. The Influence of Catchment Land Use on Stream Integrity Across Multiple Spatial Scales. *Freshwater Biology* 37(1):149-161.
- Al-Rashed, M. F., Sherif, M. M. (2001). Hydrogeological aspects of groundwater drainage of the urban areas in Kuwait City. *Hydrol Proc* 15:777-95
- Ambrožová, J. (2003). *Aplikovaná a technická hydrobiologie*. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze. 226 s.
- Anděl, R. (2010). Počátky průmyslu. In: Karpaš, R.: *Smržovka Pohledy do historie dávné i nedávné*. Praha, 67 s., ISBN 978-80-87100-13-4
- Anděl, R., Nový, P. (2010). Priebšchova přádelna bavlny. In: Karpaš, R.: *Smržovka Pohledy do historie dávné i nedávné*. 67-71 s., Praha, ISBN 978-80-87100-13-4
- Angel, S. (2012). *Planet of cities*. Cambridge, Mass.: Lincoln Institute of Land Policy, c2012, xvi, 343 p. ISBN 978-1-55844-245-0.
- AOPK (2015). Péče o vodní režim krajiny [Online 24.4.] <http://praha.ochranaprirody.cz/pece-o-vodni-rezim-krajiny/morfologicko-ekologicky-stav-vodnich-toku/>
- Armitage, P. D., Cranston, P. S. and Pinder, L. C. V. (1995). *Chironomidae: Biology and ecology of non biting*. Londýn : Chapman & Hall. ISBN 978-94-011-0715-0.
- Arnfield, A. J. (2003). Two decades of urban climate research: a review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. *International Journal of Climatology*, 23. 1-26..
- Arnold, C. L. and Gibbons, C. J. (1996). Impervious surface coverage, The emergence of a key environmental indicator: *Journal of the American Planning Association*, v. 62, p. 243.
- ATELIER FONTES, s.r.o. (2005). *Analýza vodních toků z hlediska ydrotechnického a revitalizace v mikroregionu Spolek pro rozvoj venkova - Moravský kras, Brno*, 18 s.
- Baker, I. A., Brazel, A. J., Selover, N. et al. (2002). Urbanization and warming of Phoenix (Arizona, USA): impacts, feedbacks and mitigation. *Urban ecosystems*, 6. 183-203.



- Bakulová, B. (2000). Drobné vodní toky na území hl. m. Prahy. In SOVAK – Časopis oboru vodovodů a kanalizací, vol. 9, no. 7-8, s. 43-45.
- Baláži, P. et al. (2011): Vodárenská biologie 2011 - sborník konference. Hodnotenie stavu vodných útvarov povrchových vôd v povodí Slanej.
- Battistoni P., Fava G., Pavan P., Musacco A., Cecchi F. (1997). Water Res. 31, 2925.
- Bauer, M. E., Loffelholz, B. C., and Wilson, B. (2008). Estimating and mapping impervious surface area by regression analysis of Landsat imagery. In Remote Sensing of Impervious Surfaces, Q. Weng (ed.), Taylor & Francis Group, LLC, Boca Raton, FL, pp. 3-19.
- Benke, A. C., Vanardsdall, T. C., Gillespie, D. M., Parrish, F. K. (1984). Invertebrate Productivity in A Subtropical Blackwater River – the Importance of Habitat and Life-History. místo neznámé: Ecological monographs.
- Bhaduri, B., J. Harbor, B. Engel, and M. Groave, 2000. Assessing Watershed-Scale, Long-Term Hydrologic Impacts of Land Use Change Using a GIS-NPS Model. Environmental Management 26(6):643-658.
- Biasioli et al. (2006): The influence of a large city on some soil properties and metals content. Science of the Total Environment, č. 356, s. 154 – 164.
- Blair, R. B., Launer, A. E. (1997). Butterfly diversity and human land use: Species assemblages along an urban gradient. Biological Conservation 80: 113–125.
- Blair, R. B. (2001). Birds and butterflies along urban gradients in two ecoregions. of the U.S. Pages 33–56 in Lockwood JL, McKinney ML, eds. Biotic Ho-mogenization. Norwell (MA): Kluwer.
- Böhmer, J., Zenker, A., Ackermann, B. and Kappus, B. (2001). Macrozoobenthos communities and biocoenotic assessment of ecological status in relation to degree of human impact in small streams in southwest Germany. Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery 8: 407–419, 2001.
- Booth, D.B. (1991). Urbanization and the Natural Drainage System – Impacts, Solutions and Prognoses. The Northwest Environmental Journal 7:93-118. Booth,
- Booth D.B. & Jackson, C.R. (1997). Urbanization of aquatic systems: degradation thresholds, stormwater detection, and the limits of mitigation. Journal of the American water resources association 33: 1077-1090.
- Booth, D.B., J.R. Karr, S. Schauman, C.P. Konrad, S.A. Morley, M.G. Larson, and S.J. Burger, (2004). Reviving Urban Streams: Land Use, Hydrology, Biology, and Human Behavior. Journal of the American Water Resources Association 40(5):1351-1364.
- Boucníková, E. (2005). Prezentace: Voda v krajině. [online 24.4.] <http://users.prf.jcu.cz/kucert00/LE2/Voda.pdf>

- Brabec, E., Schulte, S., and Richards, P.L. (2002). Impervious surface and water quality: A review of current literature and its implications for watershed planing. *Journal of Planning Literature*, 16, 499-514
- Brady, N. C. and Weil, R. R. (1999). *The nature and properties of soils*. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ. Brown, S., Chaney, R. L., Hallfrisch, J. G. and Xue, Q. (2003). Effect of biosolids processing on lead bioavailability in an urban soil. *J. Environ. Qual.* 32:100–108.
- Bullock, P. and Gregory, P. J. (1991). Soils: A neglected resource in urban areas. p. 1–4. *In* P. Bullock and P.J. Gregory (ed.) *Soils in the urban environment*. Blackwell Scientific Publ., Oxford, UK.
- Bund, W. (2010). The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. *Sci. Total Environ.* 408, 4007–4019.
- Burns, D. A., McDonnell, J. J., Hooper, R. P., Peters, N.E., Freer, J.E., Kendall, C., Beven, K. (2001). Quantifying contributions to storm runoff through end-member mixing analysis and hydrologic measurements at the Panola Mountain research watershed (Georgia, USA). *Hydrol Proc* 15:1903–24.
- Buzek, L. (1995). *Půdní fond a jeho ochrana*. Ostravská univerzita, Ostrava, 142 s.
- Cárdenas Rodríguez, M., Dupont-Courtade, L. and Oueslati, W. (2016). Air pollution and urban structure linkages: Evidence from European cities. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 53. 1–9.
- Carter, H. (1983). *An introduction to urban historical geography*. Baltimore, Md.: E. Arnold, 1983, xvii, 222 p. ISBN 07-131-6386-0
- Cílek, V., Mudra, P., Ložek, V. et al. (2004). *O přírodě a paměti středních Čech, Středočeský kraj Praha, AOPK ČR, Dokořán, Praha. Český hydrometeorologický ústav [Online 24.4.]*
- Conley, D. J. (1999). Biochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia* 410, 87-96.
- Craul, P. J. (1992). *Urban soil in landscape design*. John Wiley and Sons, New York.
- Crisp, P. N., Dickinson, K. J. M., Gibbs, G. W. (1998). Does native invertebrate diversity reflect native plant diversity? A case study from New Zealand and implications for conservation. *Biological Conservation* 83: 209–220.
- Czech, B., Krausman, P. R., Devers, P. K. (2000). Economic associations among causes of species endangerment in the United States. *BioScience* 50: 593–601.
- Čermák P., Ernst M. (2003). *Ekologie živočichů – soubor presentací přednášek, ÚOLM MZLU v Brně, Brno.*

- Český normalizační institut (1998) ČSN 75 7221 - Jakost vod - Kvalifikace jakosti povrchových vod.
- Český normalizační institut (1998). ČSN 75 7716 Jakost vod – Biologický rozbor – Stanovení saprobního indexu
- Český normalizační institut (2010). ČSN EN 15843 - Jakost vod – Návod pro určení stupně modifikace hydromorfologie řek.
- De Kimpe, C. R. and Morel, J. L. (2000). Urban soil management: A growing concern. *Soil Sci.* 165:31–40.
- De Pauw, N. et Vanhooren, G. (1983). Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia* 100. 153-168.
- De Pauw, N. et al. (1993). Biological monitoring of river water quality, str. 87-111. In: WALLEY, W.J.; JUDD, S. *River water quality monitoring and control*. uk: Ashton University. str. 244 s.
- Dostál, P., Hampl, M. (1994): Development of an urban system: general conception and specific features in the Czech Republic. In M. Barlow, P. Dostál and M. Hampl eds.: *Territory, Society and Administration. The Czech Republic and the Industrial Region of Liberec*. University of Amsterdam: Institut voor Sociale Geografie, str. 191-224.
- Denys, C., Schmidt, H. (1998). Insect communities on experimental mugwort plots along an urban gradient. *Oecologia* 113: 269–277.
- Dickman, C. R. (1987). Habitat fragmentation and vertebrate species richness in an urban environment. *Journal of Applied Ecology* 24: 337–351.
- Duh, J. (2008): Rates of urbanisation and the resiliency of air and water quality. *Science of the Total Environment*, roč. 400, č. 1 – 3, s. 238 – 256.
- Dykyjová, D. (1989). *Metody studia ekosystémů*, Academia. 690 s.
- eAGRI (2015). Vyhláška č. 98/2011 Sb. [online 25.4.]  
<http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/100340458.html>
- eAGRI (2016). *Ekologické zemědělství*. [online 7.4.]  
<http://eagri.cz/public/web/mze/zemedelstvi/ekologicke-zemedelstvi/>
- EEA – European Environment agency (2006). *Urban sprawl in Europe. The ignored challenge*. EEA, Copenhagen, 57 s.
- Effland, W. R. and Pouyat, R. V. (1997). The genesis, classification, and mapping of soils in urban areas. *Urban Ecosyst.* 1:217–228.
- Ehrenfeld, J.G., (2000). Evaluating wetlands within an urban context. *Ecological Engineering* 15: 253-265.

EMS – Environmental management systemm (2016). Supplemental irrigation using reclaimed wastewater from subsurface drip. [online 5.2. 2016]  
<http://www.envmgtsys.com/supplemental-irrigation-using-reclaimed-wastewater-from-subsurface-drip/>

EP - European Parliament (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy. Off. J. Eur. Union 327, 1–73.

EPA - US ENVIRONMENTAL PROTECTIV AGENCY (2015). Interaction portal. [Online 25.4.] <http://www.epa.vic.gov.au/your-environment/water/protecting-victorias-waters/point-and-nonpoint-sources-of-water-pollution>.

Eremeeva, N. I. And Sushchev, D. V. (2005). Structural changes in the fauna of pollinating insects in urban landscapes. Russian Journal of Ecology, 36. 259-65.

Faeth, S. H., Warren, P. S., Stochat, E. and Marussich, W. A. (2005). Trophic dynamics in urban communities. Bioscience, 55, 399-407.

Farfel, M. R., Orlova, A. O., Chaney, R. L., Lees P. S. J., Rohde, C. and Ashley, P. J. (2005). Biosolids compost amendment for reducing soil lead hazards: A pilot study of Orgro® amendment and grass seeding in urban yards. Sci. Total Environ. 340:81–95.

Fetridge, E. D., Ascher, J. S. and Langellotto, G. A. (2008). The bee fauna of residential gardens in a suburb of New York City (Hymenoptera: Apoidea). Annals of the Entomological Society of America, 101. 1067-77.

Fleckseder, H. (1994). Warum benotigen wir in Osterreich die Generelle Entwasserungsplanung? Wiener Mitteilungen, Band 121, Technische Universitat Wien. In: Krejčí, V. Odvodnění urbanizovaných území – koncepční přístup. NOEL 2000, Brno.

FOE – Friends of Europe (2013). Urban air pollution: Local response to a global challenge, Report.

Forman R.T.T., Godron M. (1993): Krajinná ekologie. Academia, Praha, 583s.

Gaffield, J. S. et al. (2003). Public Health Effects of Inadequately Managed Stormwater Runoff. American Journal of Public Health, roč. 93, č. 9, s. 1527 – 1533

Freedman, B. (1995). Environmental ecology: the ecological effects of pollution, disturbance, and other stresses. Academic Press.

Fuchs, S. et Wander, R. (2011). Urban Emissions into Russian and German River Basins. Sv. I, 101, stránky 33-38.

Gaffin, S. R., Rosenzweig, C., Khanbilvardi, R. et al. (2008). Variations in New York City's urban heat island strength over time and space. Theoretical and Applied Climatology, 94. 1-11.

- Ghetti, P. F. (1997). Mammale di applicazione. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I Macroinvertebrati nell controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Provincia Autonoma di Trento. Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente. Trento.
- Gilbert, O. L. (1989). *The Ecology of Urban Habitats*. London: Chapman and Hall.
- Goldstein, E. L., Gross, M., DeGraaf, R. M. (1986). Breeding birds and vegetation: A quantitative assessment. *Urban Ecology* 9: 377–385
- Gratton, C. and Denno, R. F. (2003). Seasonal shift from bottom-up to top-down impact in phytophagous insect populations. *Oecologia* 134: 487-495.
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science* 319: 756–760.
- Hampl, M. (1994): Long-term trends of settlement system. In M. Barlow, P. Dostál and M. Hampl (eds.): *Territory, Society and Administration. The Czech Republic and the Industrial Region of Liberec*. University of Amsterdam: Institut voor Sociale Geografie, str. 21-30.
- Hartman, P., Příklad, I., Štědranský, E. (1998). *Hydrobiologie*. Praha: Informatorium. 355 s.
- Hering, D., Borja, A., Cardtensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C., K., Heiskanen, A.-S., Johnson, R., K., Moe, J., Pont, D., Lyche Solheim, A., van de Bund, W. (2010). The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. *Sci. Total Environ.* 408, 4007–4019.
- Horská, P., Maur, E., Musil, J. (2002). *Zrod velkoměsta: urbanizace českých zemí a Evropa*. Vyd. 1. Praha: Paseka. 352 s. ISBN 80-7185-409-3
- Hruška, J., Cienciala, E. (eds.) (2001). *Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví*. 1–159, Ministerstvo životního prostředí. Praha.
- Hunsaker, C.T., and D.A. Levine, 1995. Hierarchical Approaches to the Study of Water-Quality in Rivers. *BioScience* 45(3):193203.
- Hyánek, L. et al. (1991). *Čistota vód*. Bratislava: Alfa. 264 s.
- Chace, J. F., Walsh, J. J. (2006). Urban effects on native avifauna: A review. *Landscape and Urban Planning* 74: 46–69.
- Hynes, H. B. N. (1970). *The ecology of running waters*. Liverpool Univ. Press, Liverpool
- Chvojka, P. et Komzák, P. (2008). The history and present state of Trichoptera research in the Czech. *Travaux scientifiques du Musée national d'histoire naturelle*. Sv. I., s. 11-21.

I – zpravodaj COŽP (2005). Cíle a nástroje Rámcové směrnice o vodě a politické možnosti pro další práci. [online 25.4.]  
[http://www.czp.cuni.cz/info/EU/Voda/4.htm#\\_ftnref1](http://www.czp.cuni.cz/info/EU/Voda/4.htm#_ftnref1)

Janeček, M. (2008). *Základy erodologie*. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze. ISBN: 978-80-213-1842-7.

Johnston, R.J., Gregory, D., Pratt, G., Watts, M., eds. (2000): *The Dictionary of Human Geography*, fourth edition, Blackwell Publishers, Oxford.

Just, T. et al. (2003). *Revitalizace vodního prostředí*. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.

Just, T. (2011). *Některé aktuální problémy v oblasti vodohospodářských revitalizací*, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.

Kabelková, I., Krejčí, V. a Hlavínek, P. (2002). *Vodní toky v urbanizovaných povodích*. In: Krejčí, V. *Odvodnění urbanizovaných území – koncepční přístup*. NOEL 2000, Brno.

Kaminski, M. D. and Landsberger, S. (2000). Heavy metals in urban soils of East St. Louis, IL. Part I: Total concentration of heavy metals in soils. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 50:1667–1679.

Kaplan, D., Wheeler, J. (2009). *Urban geography*. 2nd ed. Hoboken, NJ: John Wiley. 2009, 512 p. ISBN 978-047-1798-156

Karl, T.R., Diaz, H. F. and Kukla, G. (1988). Urbanization: its detection and effect in the United States climate record. *Journal of Climate*, 1. 1099-123.

Karpaš, R. (2010). *Stavba silnic*. In: Karpaš, R.: *Smržovka Pohledy do historie dávné i nedávné*. Praha, 141-142 s., ISBN 978-80-87100-13-4

Karr, J.R., and E.W. Chu, (2000). *Sustaining Living Rivers*. *Hydrobiologia* 422/423:1-24.

Kašiarová, S. a Feszterová, M. (2010). *Changes in Stream Water Contamination in Select Slovakian Settlements*. *Polish J. of Environ. Stud.* Vol. 19, No. 2 (2010), 343-349.

Kaye, J. P., Groffman, P. M., Grimm, N. B., Baker, L. A. and Pouyat, R. V. (2006). *A distinct urban biogeochemistry?* *Trends in Ecology and Evolution*, 21. 192-9.

Kender J. et al. (2000) : *Teoretické a praktické aspekty ekologie krajiny*. MŽP ČR, Enigma s.r.o., Praha, 220s.

Knotek, Z. (2009). *Geologie Jizerských hor*. In: KARPAŠ, R. [ed.]: *Jizerské hory. O mapách, kamení a vodě*. Nakladatelství RK, Liberec: 104 – 141.

- Kokeš, J. et Vojtíšková, D. (1999). Nové metody hodnocení makrozoobentosu tekoucích vod. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka.
- Kokeš, J. a Němejcová, D. (2006). Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou perla. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka.
- Koks, B. J., Trierweiler, C., Visser, E. G., Dijkstra, C., Komdeur, J. (2007). Do voles make agricultural habitat attractive to Montagu's Harrier *Circus pygargus*? *Ibis* 149: 575–586.
- Kolkwitz, R. and Marsson, M. (1902). Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitt. Königl. Prüfanst. f. Wasservers. u. Abwasserbes., Berlin-Dahlem*, 1, 33-72
- Komínková, D., Handová, Z., Nábělková, J., Caletková, J. (2007). Syndrom urbanizovaných toků a nový pohled na revitalizaci městských toků. *Vodní hospodářství* 57: 39-42 s.
- Kowarik, I. (1995). On the role of alien species in urban flora and vegetation. Pages 85–103 in Pysek P, Prach K, Rejmánek M, Wade PM, eds. *Plant Invasions—General Aspects and Special Problems*. Amsterdam (Netherlands): SPB Academic.
- Králová, H. (2001). *Řeky pro život: revitalizace řek a péče o nivní biotopy*. Brno: ZO ČSOP Veronika. ISBN: 80-238-8939-7.
- Krejčí V. et al. (2002). *Odvodnění urbanizovaných území - koncepční přístup*. NOEL 2000, Brno.
- Krejčí, V. (2002a). Vliv urbanizace a městského odvodnění na vodní toky a podzemní vodu. In: Krejčí, V. *Odvodnění urbanizovaných území – koncepční přístup*. NOEL 2000, Brno.
- Krejčí, V. (2002b). Nová koncepce městského odvodnění. In: Krejčí, V. *Odvodnění urbanizovaných území – koncepční přístup*. NOEL 2000, Brno.
- Krejčí, V., Haloun, R., Mucha, A., Prax, P. (2002a). Vybrané aspekty návrhu a provozu stokové sítě. In: Krejčí, V. *Odvodnění urbanizovaných území – koncepční přístup*. NOEL 2000, Brno.
- Krejčí, V., Kubý, R., Metelka, T. (2002b). Dešťový odtok z urbanizovaných ploch. In: Krejčí, V. *Odvodnění urbanizovaných území – koncepční přístup*. NOEL 2000, Brno.
- Kučerová, R., Fečko, P., Lyčková, B. (2010). *Úprava a čištění vody*. VŠB TU OSTRAVA. ISBN 978-80-248-2389-8.
- Kühn, I., Klotz, S. (2006): Urbanization and homogenization – Comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological Conservation*, č. 127, s. 292 – 300.

Kulasová, A., Pobřísllová, J., Jiráček, J., Hancvencl, R., Bubeníčková, L. and Bercha, Š. (2006). Experimental hydrological base in the Jizera mountains. *J. Hydrol. Hydromech.*, 54.

Kulasová, A. a Bubeníčková, L. (2010). Sledování počasí ve Smržovce a jejím okolí. In: Karpaš, R.: *Smržovka Pohledy do historie dávné i nedávné*. Praha, 141-142 s., ISBN 978-80-87100-13-4

Kulasová, A. (2013a). Hydrogeologické a hydrologické poměry. In: Karpaš, R.: *Lučany nad Nisou*, Praha, ISBN 978-80-87100-21-9

Kulasová, A. (2013b). Zemědělství. In: Karpaš, R.: *Lučany nad Nisou*, Praha, ISBN 978-80-87100-21-9

Kulasová, A. (2013c). Klimatické podmínky a pozorování počasí. In: Karpaš, R.: *Lučany nad Nisou*, Praha, ISBN 978-80-87100-21-9

Kulasová, A. (2013d). Flóra a fauna. In: Karpaš, R.: *Lučany nad Nisou*, Praha, ISBN 978-80-87100-21-9

Künzli, N., Kaiser, R., Medina, S., Studnicka, M., Chanel, O., Filliger, P., Herry, M., Horak, Jr. F., Puybonnieux-Textier, V., Quénel, P., Schneider, J., Seethaler, R., Vergnaud, J-C., Sommer, H. (2000). Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet* 356(9232):795–801.

Lamač, J., Ledecká, M. (2010). Zemědělství. In: Karpaš, R.: *Smržovka Pohledy do historie dávné i nedávné*. Praha, 141-142 s., ISBN 978-80-87100-13-4

Lammert, M., and J.D. Allan, (1999). Assessing Biotic Integrity of Streams: Effects of Scale in Measuring the Influence of Land Use/Cover and Habitat Structure on Fish and Macroinvertebrates. *Environmental Management* 23(2):257-270.

Langhammer, J. (2002). *Kvalita povrchových vod a jejich ochrana*. Praha - Univerzita Karlova.

Langhammer, J. (2007). *Metodika pro monitoring hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků*. PřF UK Praha.

Langhammer, J. (2008). *Hodnocení ukazatelů - Metodika pro monitoring hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků*. PřF UK Praha.  
Langhammer, J. (2014). *Metodika pro monitoring hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků*. Praha: Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta.

Lehmann, A. and Stahr, K. (2007). Nature and significance of anthropogenic urban soils. *J. Soils Sediments* 7:247–260.

Lellák, J., Kubíček, F. *Hydrobiologie*. 1. vyd. Praha: Karolinum, (1991). 260 s.



- Leopold, L.B., M.G. Wolman, and J.P. Miller, (1964). *Fluvial Processes in Geomorphology*. Dover Publications, Inc., New York.
- Lilleskov, E. A., Mattson, W. J. and Storer, A. J. (2008). Divergent biogeography of native and introduced soil macroinvertebrates in North America north of Mexico. *Divers. Distrib.* 14:893–904.
- Lilley, S. (1973) *Stroje a lidé v dějinách*, Praha
- Luniak, M. (1994). The development of bird communities in new housing estates in Warsaw. *Memorabilia Zoologica* 49: 257–267.
- Mackin-Rogalska, R., Pinowski, J., Solon, J., Wojcik, Z. (1988). Changes in vegetation, avifauna, and small mammals in a suburban habitat. *Polish Ecological Studies* 14: 293–330.
- Maier, K. (2005): 1850-1938. Vyd. 1. Praha: Academia, 374 p. ISBN 80-200-1245-1.
- Majer, J. D. (1997). Invertebrates assist the restoration process: An Australian perspective. Pages 212–237 in Urbanska KM, Webb NR, Edwards PJ, eds. *Restoration Ecology and Sustainable Development*. Cambridge (United Kingdom): Cambridge University Press.
- Makovinská, J. (2012). *Vodárenské biologie 2012 - sborník konference: Hodnotenie ekologického stavu vodných útvarov povrchových vôd*. Praha: Ekomonitor, 2012. ISBN: 978-80-86832-65-4.
- Marzluff, J. M. (2001). Worldwide urbanization and its effects on birds. Pages 19–47 in Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R, eds. *Avian Ecology in an Urbanizing World*. Norwell (MA): Kluwer.
- Matoušková, M. *Ochrana povrchových vod v Evropě - Integrační proces v oblasti monitoringu a hodnocení jakosti vodních toků, UK*. [online 23.4.] <http://www.registrpovinnosti.com/df23h54/voda/registrlegislativy/ochrpovrchvodvev rope.htm>
- Matteson, K. C., Ascher, J. S. and Langellotto, G. A. (2008). Bee richness and abundance in New York City urban gardens. *Annals of the Entomological Society of America* 101(1). 140-150.
- McGalvin, C. G. (2005). *Hmyz, pavoukovci a jiní suchozemští členovci*. Praha: Euromedia Group. ISBN 80-242-1340-0.
- McKinney, M. L. (2002): *Urbanization, Biodiversity and Conservation*, Bioscience, Vol. 52 No. 10 883 – 890.
- McKinney, M. L. (2006): Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, č. 127, s. 247 – 260. McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst.* 11:161–176.

- McIntyre, N. E. (2000). Ecology of urban arthropods: A review and a call to action. *Annals of the Entomological Society of America* 93: 825–835.
- McIntyre, N. E. and Hostetler, M. E. (2001). Effects of urban land use on pollinator (Hymenoptera: Apoidea) communities in a desert metropolis, *Basic and Applied Ecology* 2(3). 209-218.
- Mielke, H. W. (1999). Lead in the inner cities. *Am. Sci.* 87:62–73.
- Miltner, R. J., D. White, and C. Yoder (2004). The Biotic Integrity of Streams in Urban and Suburbanizing Landscapes. *Landscape and Urban Planning* 69(1):87-100.
- Morley, S. A., and J.R. Karr (2002). Assessing and Restoring the Health of Urban Streams in the Puget Sound Basin. *Conservation Biology* 16(6):1498-1509.
- Münch E. V., Barr K. (2001). *Water Res.* 35, 151 .
- Musil, J. (1996): Urbanizace. In: *Velký sociologický slovník. 2. svazek, P-Z*, Karolinum, Praha, str. 1358-1359.
- Musil, J. (2001). Vývoj a plánování měst ve střední Evropě v období komunistických režimů. *Sociologický časopis*, 2001, Vol. 37 (No. 3: 275-296)
- Musil, J. (2002). Urbanizace Českých zemí a socialismus. In: Horská, P., Maur, E.,
- Musil, J.: *Zrod velkoměsta. Urbanizace Českých zemí a Evropa*. Paseka. Praha. Litomyšl, s. 237-297.
- Musil, J. (2005): Proces urbanizace v Evropě [[www.cefres.cz/austerlitz.php](http://www.cefres.cz/austerlitz.php)] - [27.12.2015]
- MZE a MŽP (2013). *Zpráva o stavu vodního hospodářství České republiky v roce 2012*. Praha. ISBN 978-80-7434-052-9.
- MZV. Zákon 134/1999 Sb. *Zákon o sjednání úmluvy o biologické rozmanitosti*
- MŽP. Zákon 17/1992 Sb. *Zákon o životním prostředí*
- MŽP (2001). SMĚRNICE 2000/60/ES EVROPSKÉHO PARLAMENTU A RADY. Odbor ochrany vod.
- Nelson, E.J., and D.B. Booth, (2002). Sediment Sources in an Urbanizing, Mixed Land-Use Watershed. *Journal of Hydrology* 264(14):51-68.
- Nevrlý, M. ed. (1981). *Jizerské hory*, Olympia Praha: 345 s.
- Nevrlý, M. ed. (1983). *Jizerské hory*, Olympia Praha: 351 s.
- Nový, P. (2010). Nejstarší řemesla a živnosti. In: Karpaš, R.: *Smržovka Pohledy do historie dávné i nedávné*. Praha, 59-63 s., ISBN 978-80-87100-13-4

- Nowak, D. J. (2000). The interactions between urban forests and global climate change. p. 31–44. In K.K. Abdollahi et al. (ed.) *Global climate change and the urban forest*. Franklin, Baton Rouge, LA.
- Ocman, P. (2010). Geologické poměry města a jeho okolí. In: Karpaš, R.: *Smržovka Pohledy do historie dávné i nedávné*. Praha, 141-142 s., ISBN 978-80-87100-13-4
- Omernik, J.M., A.R. Abernathy, and L.M. Male, (1981). Stream Nutrient Levels and Proximity of Agricultural and Forest Land to Streams – Some Relationships. *Journal of Soil and Water Conservation* 36(4):227-231.
- Pander, J. and Geist, J. (2013). Ecological indicators for stream restoration succes. *Ecological Indicators*. 30, 106–118.
- Paul, M. J. and Meyer, J. L. (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 333-365.
- Pelíšek, J. (1968). Půdní poměry Jizerských hor, Metodická příručka pro dobrovolné pracovníky Severočeského muzea, 49 s.
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Nikon, C. H., Pouvat, E. V., Zipperer, W. C. and Constanza, B. (2001). Urban ecological systems. Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32. 127-157.
- Pilous, V. (2006). Pleistocénní glacigenní a nivační modelace Jizerských hor. – *Opera Corcontica*, 43: 21–44. Pitter P. (2009): *Hydrochemie*. VŠCHT, Praha, 592s. ISBN 978-80-7080-701-g.
- Pitter, P. (1990). *Hydrochemie*. Praha: SNTL, 568 s.
- Pizl, V. and Josens, G. (1995). Earthworm communities along a gradient of urbanization. *Environ. Pollut.* 90:7–14.
- Pokorný, V. et Šifner, F. (2004). *Atlas hmyzu*. Praha: Paseka. ISBN 80-7185-658-4.
- Pope, C. A. (2000). Review: epidemiological basis for particulate air pollution health standards. *Aerosol Sci Technol*;32(1):4–14.
- Potter, K. M., Cubbage, F. W., Blank, G. B., and Schaberg, R. H. (2004). A Watershed-Scale Model for Predicting Nonpoint Pollution Risk in North Carolina. *Environmental Management* 34(1):62-74.
- Pouyat, R. V., Yesilonis, I. D., Russell-Anelli, J. and Neerchal, N. K. (2007a). Soil chemical and physical properties that differentiate urban land-use and cover types. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71:1010–1019.

- Pouyat, R. V., Belt, K., Pataki, D., Groffman, P. M., Hom, J. and Band, L. (2007b). Effects of urban land-use change on biogeochemical cycles. p. 45–58. *In* P. Canadell et al. (ed.) *Terrestrial ecosystems in a changing world*. Springer, New York.
- Quitt, E. (1971). Klimatické oblasti Československa – *Studia Geographica*, 16: 1–74.
- Quitt, E. (1975). Mapa klimatických oblastí ČSR 1:500 000. Geografický ústav ČSAV, Brno.
- Reid, N., McDonald, R. A., Montgomery, W. I. (2007). Mammals and agrienvironment schemes: Hare haven or pest paradise? *Journal of Applied Ecology* 44: 1200–1208.
- Reichard, S. H. (2010). Inside out: Invasive plants and urban environments. p. 241–252. *In* J. Aitkenhead-Peterson and A. Volder (ed.) *Urban ecosystem ecology*. Agron. Monogr. 55. ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI.
- Rödlová, S. (2012). Kvalita povrchových vod – Biologické ukazatele znečištění. UK. [online 26.4.]  
[https://web.natur.cuni.cz/~langhamr/lectures/wq/prezentace/WQ\\_06\\_biologicke\\_ukazatele\\_znecisteneni.pdf](https://web.natur.cuni.cz/~langhamr/lectures/wq/prezentace/WQ_06_biologicke_ukazatele_znecisteneni.pdf)
- Rosenzweig, M.L. (1995). *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press.
- Roth, N.E., J.D. Allan, and D.L. Erickson, 1996. Landscape Influences on Stream Biotic Integrity Assessed at Multiple Spatial Scales. *Landscape Ecology* 11(3):141-156.
- Rozkošný, R. (1980). Klíč vodních larev hmyzu. Československá akademie věd. Praha
- Rýdl, J. (2006) Paměť Tanvaldska: vznik a vývoj bavlnářské firmy Tanvaldská přádelna bavlny. 1. vyd. Turnov: Muzeum Českého ráje 420 s. ISBN 80-239-6686-3.
- Říha, Z. a Fojtík, P. (2012). Jak se tvoří město: vývoj dopravního systému Prahy v období průmyslové revoluce. Vyd. 1. Praha: České vysoké učení technické, 188 s. :il. ISBN 978-800- 1050-293.
- Říhová - Ambrožová, J. (2009) *Encyklopedie hydrobiologie*, Praha, VŠCHT.
- Sartorius C., von Horn J., Tettenborn F. (2012). *Water Environ. Res.* 84, 313
- Shochat, E., Stefanov, W. L., Whitehouse, M. E. A., Faeth, S. H. (2004). Urbanization and spider diversity: Influences of human modification of habitat structure and productivity. *Ecological Applications* 14: 268–280
- Shochat E., Warren P. S., Faeth, S.H., McIntyre, N. E., Hope, D. (2006). From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 186–191.

Shochat, E., Lerman, B. S., Anderies, M. J., Warren, S. P., Faeth, S. H., Nilon, H. Ch. (2010). Invasion, Competition, and Biodiversity Loss in Urban Ecosystems. *BioScience* Vol. 60 No. 3: 199-208.

Shugart, H. H., Anderson, S.H., Strand, R. H. (1975). Dominant patterns in bird populations of the eastern deciduous forest birds. *Proceedings of the Symposium on Management of Forest and Range Habitats for Nongame Birds* 2: 90–95

Schueler, T., 1994. The Importance of Imperviousness. *Watershed Protection Techniques* 1(3):100-111. Schueler, T., (1995). The importance of imperviousness. *Watershed protection techniques* 1: 100-111.

Schuhmacher, M., Meneses, M., Granero, S., Llobet, J. M. and Domingo, J. L. (1997). Trace element pollution of soils collected near a municipal solid waste incinerator: Human health risk. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 59:861–867.

Schwela, D. (2000). Air pollution and health in urban areas. *Review Environmental Health* 13–42.

Sinclair, A. R. E. and Krebs, J. R. (2002). Complex numerical responses to top-down and bottom-up processes in vertebrate populations. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B* 357: 1221-1231.

Skriver, J., Friberg, N. and Kirkegaard, J. (2000). Biological assessment of running waters in Denmark: introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27. 1822-1830.

Sládeček, V. (1965). The future of the saprobity system. *Hydrobiologia*, 25(3-4), 518-537.

Sládeček, V. and Sládečková, A. (1995). *Hydrobiologie*, Praha, Vydavatelství ČVUT.

Slonecker, E. T., Jennings, D., and Garofalo, D. (2001). Remote sensing of impervious surface: A review. *Remote Sensing Reviews*, 20, 227-255.

Smejkal J., (2009). Půdy Jizerských hor. In: KARPAŠ, R. [ed.]: *Jizerské hory. O mapách, kamení a vodě*. Nakladatelství RK, Liberec: 246 – 250.

Sponseller, R.A., E.F. Benfield. and H.M. Valett, (2001). Relationships Between Land Use, Spatial Scale and Stream Macroinvertebrate Communities. *Freshwater Biology* 46(10):1409-1424

Srám, R. J., Binková, B., Dejmek, J., Bobak, M. (2005). Ambient air pollution and pregnancy outcomes: a review of the literature. *Environ Health Perspect*;113 (4):378–82.

Stein, B. A., Kutner, L., Adams, J. (2000). *Precious Heritage*. Oxford (United Kingdom): Oxford University Press.

Stejskal, V. (2006). *Prosazování právní odpovědnosti v ochraně biodiverzity*. Beroun: IFEC.

Stepenuck, K.F., R.L. Crunkilton, and L. Wang, (2002). Impacts of Urban Landuse on Macroinvertebrate Communities in Southeastern Wisconsin Streams. *Journal of the American Water Resources Association* 38(4):1041-1051.

Strayer, D.L., R.E. Beighley, L.C. Thompson, S. Brooks, C. Nilsson, G. Pinay, and R.J. Naiman, (2003). Effects of Land Cover on Stream Ecosystems: Roles of Empirical Models and Scaling Issues. *Ecosystems* 6(5):407-423.

Sukopp, H., Werner, P. (1982). *Nature in Cities*. Strasbourg (France): Council of Europe.

Sýkorová, E., Wanner, J. a Beneš, O. (2014). Analýza znovuzískávání fosforu srážením struvitu z kalových vod na vybraných čistírnách odpadních vod. *Chem. Listy* 108, 610-614.

Synáčková, M. (1994). *Čistota vod*. ČVUT, Praha, 208s.

Synáčková, M. (2000). *Voda a ovzduší 40. Ochrana vody a ovzduší*. Praha:ČVUT. ISBN: 80-01-02228-5.

Šilhánková, V. a kol. (2007). *Suburbanizace – hrozba fungování malých měst*. Hradec Králové.

Štěrba, O. (2008). *Říční krajina a její ekosystémy*. Olomouc: Univerzita palackého v Olomouci. 391 s.

Roy, A.H., A.D. Rosemond, M.J. Paul, D.S. Leigh, and J.B. Wallace, 2003. Stream Macroinvertebrate Response to Catchment Urbanisation (Georgia, USA). *Freshwater Biology* 48:329-346.

Taha, H., Konopacki, S. J. and Gabersek, S. (1999). Impacts of large-scale surface modifications on meteorological conditions and energy use: a 10-region modeling study. *Theoretical and Applied Climatology*, 62. 175-185.

Theodore, E. G., Merenlender, A. M., and Resh, V. H. (2010). Climatic influences and anthropogenic stressors: an integrated framework for streamflow management in Mediterranean-climate California, U.S.A. *Freshwater biology*. Volume 55, Issue Supplement, 1. 188–204.

TKSPČ – Taxonomický klasifikační systém půd ČR (2004). Online [online 21. 1. 2016]  
[http://klasifikace.pedologie.cz/index.php?action=showPudniTyp&id\\_categoryNode=154](http://klasifikace.pedologie.cz/index.php?action=showPudniTyp&id_categoryNode=154)

Tlapák, V., Šálek, J., Legát V. (1992). *Voda v zemědělské krajině*. Nakladatelství Brázda, Praha, 318s.

Tolasz et al. (2007). Atlas podnebí Česka. Praha : Český hydrometeorologický ústav. ISBN 978-80-86690-26-1.

Tomášek, M. (1995). Atlas půd České republiky. Český geologický ústav, Praha. ISBN 80-7075-198-3

UN-HABITAT (2006): State of the world's cities 2006/7. United Nations Human Settlements Programme.

United Nations (2003). World Urbanization Prospects: The 2003 Revision [http://www.un.org/esa/population/publications/wup2003/WUP2003Report.pdf - 27.12.2015]

United Nations (2014) World Urbanization Prospects.: Department of Social and Economic Affairs [online 26.1.]. 2014. http://esa.un.org/unup/CD-ROM/Urban-Rural-Population.htm

United Nations (2015) World Urbanization Prospects.: Department of Social and Economic Affairs [online 28.1.].  
http://www.indexmundi.com/facts/indicators/SP.URB.TOTL.IN.ZS/map/europe

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency), 2002. National Water Quality Inventory: 2000. EPA-841-R-02-001. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.

Vale, T. R., Vale, G. R. (1976). Suburban bird populations in west-central California. *Journal of Biogeography* 3: 157–165.

Van Bohemen, H. D. and Janssen Van De Laak, W. H. (2003). The influence of road infrastructure and traffic on soil, water, and air quality. *Environ. Manage.* 31:50–68.

Vaze, J., Chiew, F. H. S. (2002). Experimental study of pollutant accumulation on an urban road surface. *Urban water*, 4. 379-89.

Venkat Rao, N., Rajasekhar, M., Chinna Rao, DrG. (2014). Detrimental effect of air pollution, corrosion on building materials and historical structures. *Am J Eng Res*; 3(3):359–64.

Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494–499.

Vláda ČR (2011). Nařízení vlády č. 23/2011 o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech v platném znění. Praha

Vlček, F., Činčura, F. (2001). *Biológia*. 2. vyd., Bratislava: Média Trade, 2011, 316 s., ISBN 80-08-03189-1

Walsh, D.C., Chillrud, S. N., Simpson, H. J. and Bopp, R. F. (2001). Refuse incinerator particulate emissions and combustion residues for New York City during the 20th century. *Environ. Sci. Technol.* 35:2441–2447.

Walsh, C.J., A.H. Roy, J.W. Feminella, P.D. Cottingham, P.M. Groffman & R.P. Morgan, (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 706-723.

Wang, L., J. Lyons, P. Kanehl, and R. Gatti, 1997. Influences of Watershed Land Use on Habitat Quality and Biotic Integrity in Wisconsin Streams. *Fisheries* 22(6):6-12.

Wang, L., J. Lyons, and P. Kanehl, 2001a. Impacts of Urbanization on Stream Habitat and Fish Across Multiple Spatial Scales. *Environmental Management* 28(2):255-266.

Wang, L., J. Lyons, P. Kanehl, R. Bannerman, and E. Emmons, 2001b. Watershed Urbanization and Changes in Fish Communities in Southeastern Wisconsin Streams. *Journal of the American Water Resources Association* 36(5):1173-1189.

Wang, L., J. Lyons, and P. Kanehl, 2002. Effects of Watershed Best Management Practices on Habitat and Fish in Wisconsin Streams. *Journal of the American Water Resources Association* 38(3):663-680.

Whitney G. G. (1985). A quantitative analysis of the flora and plant communities of a representative midwestern U.S. town. *Urban Ecology* 9: 143–160.

WHO - World Health Organisation (2014). Ambient (outdoor) air quality and health. WHO Media Centre, Fact sheet 313 - March.

WHO (2016). [[http://www.who.int/topics/air\\_pollution/en/](http://www.who.int/topics/air_pollution/en/)]

Wilcove, D. S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., Losos, E. (1998). Quantifying threats to imperiled species in the United States: Assessing the relative importance of habitat destruction, alien species, pollution, overexploitation, and disease. *BioScience* 48: 607–615.

Williams, N. S. G., Schwartz, M. W., Vesk, P. A., McCarthy, M. A., Hahs, A. K., Clemants, S. E., Corlett, R. T., Duncan, R. P., Norton, B. A., Thompson, K. and McDonnell, M. J. (2009). A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras. *J. Ecol.* 97:4–9.

Wong, C. S. C., Li, X. D. and Thornton, I. (2006). Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environmental Pollution*. 142:1–16.

Wren, S. N. and Donaldson, D. J. (2012). Laboratory Study of pH at the Air–Ice Interface. *J. Phys. Chem.* Department of Chemistry, University of Toronto, 80 St. George St., Toronto, ON, Canada M5S 3H6, 116, 10171–10180.



- Wright, J. F. (1995). Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. *Aust. J. Ecol.* 20: 181–198. *Australian journal of ecology*. 3, s 181-197.
- Wu, Y., Fujita, G., Higuchi, H. (2006). What landscape elements are correlated with the distribution of wintering grey-faced buzzards *Butastur indicus* in the Sakishima Islands, southwestern Japan? *Ornithological Science* 5: 157–163.
- Wu, J. (2010). Urban sustainability: an inevitable goal of landscape research. *Landscape Ecol.* 25, 1–4.
- Yang, Y., Lerner, D. N., Barrett, M. H., Tellam, J. H. (1999). Quantification of groundwater recharge in the city of Nottingham, UK. *Environ Geol* 38:183–98.
- Yong, R. N., Mohamed, A. M. O. and Warkentin, B. P. (1992). *Principles of contaminant transport in soils*. Elsevier, New York.
- Yesilonis, I. D., Pouyat R. V. and Neerchal, N. K. (2008). Spatial distribution of metals in soils in Baltimore, Maryland: Role of native parent material, proximity to major roads, housing age and screening guidelines. *Environ. Pollut.* 156:723–731.
- Zákon 254/2001 Sb., Zákon o vodách*
- Zanette, L., MacDougall-Shakleton, E., Clinchy, M., Smith, J. N. M. (2005). Brown-headed cowbirds skew host offspring sex ratios. *Ecology*. 86. 815-820.
- Zhang, C. S. (2006). Using multivariate analyses and GIS to identify pollutants and their spatial patterns in urban soils in Galway, Ireland. *Environ. Pollut.* 142:501–511.

## **OSTATNÍ ZDROJE**

WWW.CENIA.CZ  
WWW.CZSO.CZ  
WWW.GEOPORTAL.CZ  
WWW.LPIS.CZ  
WWW.MAPY.CZ