

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: B4131 Zemědělství

Studijní obor: Trvale udržitelné systémy hospodaření v krajině

Katedra: Katedra krajinného managementu

Vedoucí katedry: prof. Ing. Tomáš Kvítek, CSc.

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Chemické parametry povrchových vod vybraných modelových
ekosystémů kulturní krajiny

Vedoucí bakalářské práce: Ing. Lubomír Bodlák, Ph.D.

Autor: Johana Strnadová

České Budějovice, duben 2013

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE
(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Johana STRNADOVÁ**
Osobní číslo: **Z10641**
Studijní program: **B4131 Zemědělství**
Studijní obor: **Trvale udržitelné systémy hospodaření v krajině**
Název tématu: **Chemické parametry povrchových vod vybraných modelových ekosystémů kulturní krajiny.**
Zadávací katedra: **Katedra krajinného managementu**

Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

Práce se bude zabývat chemicko-fyzikálními parametry povrchových vod vybraných modelových území. Cílem práce bude porovnat chemické složení povrchových vod ovlivněné stavem vybraných ekosystémů kulturní krajiny. Bude zjišťován aktuální stav a historické změny zejména v obsahu rozpuštěných kationtů a aniontů v odtékající povrchové vodě zájmových území.

1. Seznámení s problematikou chemie povrchových vod.
2. Vypracování literární rešerše.
3. Analýza získaných dat.
4. Zpracování zjištěných výsledků, prognózy vývoje, návrh opatření.

Rozsah grafických prací: 5 - 10 str. grafů a tabulek

Rozsah pracovní zprávy: 30- 40 stran textu

Forma zpracování bakalářské práce: tištěná/elektronická

Seznam odborné literatury:

Forman R. T. T. 1993: Krajinná ekologie, Academia, Praha.

Chapin F. S. III., Matson P. A., Mooney H. A. 2002: Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer Science and Business Media, New York.

Schlesinger W. H. 1997: Biogeochemistry - an analysis of global change. Academic Press, San Diego, California.

Pitter P: Hydrochemie. VŠCHT Praha, 2009 Praha.

Horáková M., Lischke P., Grünwald A.: Chemické a fyzikální metody analýzy vod. 1989, Praha.

Vedoucí bakalářské práce: Ing. Lubomír Bodlák, Ph.D.
Katedra krajinného managementu

Datum zadání bakalářské práce: 8. března 2012

Termín odevzdání bakalářské práce: 15. dubna 2013



Ing. Karel Suchý, Ph.D.
proděkan pověřený vedením ZF

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
studijní oddělení
studentská 13
370 05 České Budějovice



prof. Ing. Tomáš Kvítek, CSc.
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 15. března 2012

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě (v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou JU) elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

.....
Datum

.....
Johana Strnadová

Poděkování

Tímto bych chtěla poděkovat svému vedoucímu Ing. Lubomíru Bodlákovi, Ph.D. za poskytnutí cenných rad, připomínek a odborné pomoci, které mi v průběhu vypracování bakalářské práce poskytnul. Dále bych chtěla poděkovat svým rodičům za podporu a trpělivost.

Abstrakt

Cílem bakalářské práce bylo zjistit a porovnat koncentrace chemických parametrů v pěti tocích v Novohradských horách. Jednotlivá odběrová místa se od sebe lišila typem ekosystému, způsobem hospodaření, vegetačním složením porostů a podložím. Sledované parametry v lesních ekosystémech byly: konduktivita, pH, sírany a vápník. V agroekosystémech byly sledovány parametry: konduktivita, pH, vápník, chloridy a dusičnany. Z nasbíraných dat byly vytvořeny grafy za období let 2005 – 2010. Na základě výsledků lze konstatovat, že přirozený smíšený porost odolává koncentracím síranů a nedochází k acidifikaci povrchových vod. Na rozdíl od smrkové monokultury, v němž má povrchová voda nejnižší pH protože smrkový porost zachycuje větší množství síranů.

Chemismus vod v agroekosystémech odpovídá tomu, že protékají krajinou, která je využívána pro hospodářskou činnost. Nejvíce patrné to bylo u potoka, který v horním odběrovém místě protéká smrkovou monokulturou a konduktivita tam dosahovala pouze $65\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Naopak v dolním odběrovém místě byla konduktivita podstatně vyšší $175\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Hodnota konduktivity potoka, který protéká vlhkými loukami, činila $191\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Výsledky měření potvrdily, že voda dosahuje vyšší konduktivity v obhospodařované krajině.

Klíčová slova: povrchová voda, agroekosystémy, lesní ekosystémy, kationty, anionty

Abstract

The aim of this study was to determine and compare the concentration of chemical parameters in five streams in Novohradské hory. Individual sampling points were different with their types of ecosystem, management practices, vegetation composition of growth and subsoil. Monitored parameters in forest ecosystems were: conductivity, pH, sulfate and calcium. In agrosystems observed parameters: electrical conductivity, pH, calcium, chloride and nitrate. The collected data generated graphs for the years 2005 - 2010. Based on the results we can say that natural mixed forest resists concentrations of sulphates and prevents the acidification of surface water. In contrast with spruce monoculture where surface water has the lowest pH because the spruce forest captures higher quantity of sulphates.

Chemistry of water in agroecosystems corresponds to the flow through the landscape, which is used for economic activity. This was most evident in the stream, which in the upper sampling point flows through spruce monoculture and conductivity there was only $65 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. On the contrary conductivity was substantially higher $175 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ in the lower sampling point. Conductivity value of stream flowing through wet meadows, was $191 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. The measurement results confirmed that the water reaches the higher conductivity in the managed landscape.

Key words: surface water, agroecosystems, forest ecosystems, cations, anions

Obsah

1. Úvod	10
2. Literární přehled.....	11
2.1 Voda	11
2.2 Vodní toky	12
2.3 Povrchová voda	13
2.4 Složení povrchových tekoucích vod.....	13
2.5 Znečišťování povrchových vod.....	14
2.6 Ochrana povrchových vod.....	15
2.7 Klasifikace jakosti povrchových vod	16
2.8 Chemickofyzikální parametry vody	17
2.9 pH.....	18
2.10 Elektrolytická konduktivita	18
2.11 Anorganické látky v povrchových vodách	19
2.11.1 Vápník a hořčík	19
2.11.2 Sodík a draslík.....	19
2.11.3 Dusičnany.....	20
2.11.4 Fosforečnany	20
2.11.5 Sírany	21
2.11.6 Chloridy	22
2.12 Zemědělská činnost	22
2.13 Lesní hospodaření.....	24
2.13.1 Kategorizace lesů	24
2.13.2 Historie zalesňování	25
2.13.3 Zalesňování zemědělských půd v ČR	25
2.13.4 Vliv lesních ekosystémů na chemické parametry povrchových vod ...	26
2.13.5 pH povrchových vod	27
2.13.6 Koncentrace kationtů	28
2.13.7 Koncentrace aniontů.....	29
3. Zájmové území	30
3.1 Historický vývoj lesů.....	30
3.2 Druhová skladba lesů	31
3.3 Zalesněné nelesní půdy	31

3.4	Zemědělství	32
3.5	Geologická a pedologická charakteristika.....	32
4.	Metodika.....	33
4.1	Povodí v lesních ekosystémech.....	34
4.2	Povodí v agroekosystémech	34
4.3	Odběry a analýza vzorků	35
5.	Výsledky.....	36
5.1	Lesní ekosystémy	36
5.2	Agroekosystémy	38
6.	Diskuze.....	42
6.1	Lesní ekosystémy	42
6.2	Agroekosystémy	43
7.	Závěr	46
8.	Použitá literatura	47

1. Úvod

Chemismus povrchových vod ovlivňují přírodní podmínky a lidská činnost. Vývojem a potřebami lidské společnosti se měnilo využití půdy, v důsledku odlesňování a opětovného zalesňování pozemků. Výsadba nových lesů se ale skládala z nepůvodních druhů, především docházelo k výsadbě jehličnanů do nižších poloh, které nejsou jejich přirozeným stanovištěm. Zavedení monokulturních a hospodářských lesů má vliv i na parametry povrchových vod. Například po vykácení stromů se do prostředí nevrací odumřelá biomasa ze stromů a povrchové vody snižují pH v důsledku absence vápníku.

Agroekosystémy ovlivňují povrchové vody plošně nebo bodově. Hlavními problémy jsou aplikace hnojiv, skladovatelnost hnojiv, eroze či odpady z velkochovů. Tyto činnosti způsobují ve vodách vysoký obsah organických látek, což má za následek ubývání rozpuštěného kyslíku nebo zvyšující se salinitu vody.

V bakalářské práci se zabývám chemickými parametry povrchových vod ve vybraných modelových ekosystémech kulturní krajiny. Voda je významnou součástí přírody, ale v dnešní době lidská činnost stále více zasahuje do životního prostředí a je čím dál těžší udržet kvalitu vody pro současné i budoucí generace. Protože je toto téma stále důležitější, rozhodla jsem se mu věnovat ve své práci.

Hlavním cílem práce je porovnat závislost vybraných chemických parametrů povrchových vod na vybrané lesní a zemědělsky obhospodařované ekosystémy.

Dílčí cíle:

- ve vybraných subpovodích porovnat chemickofyzikální vlastnosti povrchových vod: elektrolytickou vodivost, pH, vápník, dusičnany, chloridy a sírany
- porovnat koncentrace vápníku v přirozeném lesním ekosystému s lesním ekosystémem na nepůvodním stanovišti (zalesněná zemědělská půda)
- v lesních subpovodích porovnat koncentrace síranů v povrchových vodách
- porovnat koncentrace chloridů a dusičnanů v subpovodích, které protékají agroekosystémy

2. Literární přehled

2.1 Voda

Voda je nezbytná pro existenci života na Zemi, neboť je nenahraditelnou složkou těl živých organismů. Dostatek přiměřeně čisté vody zabezpečuje existenci lidské společnosti (Slábová, 2006). Je nutné si uvědomit, že zásoby sladké vody nejsou nevyčerpatelné (Kvítek a kol., 2005).

Více než dvě třetiny povrchu Země pokrývá voda (Forman, Godron, 1993). Přehled veškerých zásob vody na Zemi uvádí tabulka č. 1., kde hydrosféra tvoří 97% světová moře a oceány. Převážná většina vody na zemi je voda slaná, pouhá jedna čtyřicetina z celkové zásoby je voda sladká a z té jsou dvě třetiny vázány ve sněhu a ledu na Zemi (Moldan, 2009).

Voda v přírodě je v neustálém pohybu - oběhu vody (Kršel, 2001). Oběh vody se uskutečňuje ve všech sférách zemského systému (Němec a kol., 2006). Na hydrologický cyklus má hlavní vliv sluneční energie (Tvrdková a kol., 2005). Z antropogenního hlediska je nejdůležitější malý uzavřený koloběh vody, který je charakteristický pro stabilní ekosystémy (Pokorný, 2011).

Voda plní mnoho funkcí v životním prostředí člověka. Nejzákladnější funkce vody jsou biologická, zdravotní, hygienická a rekreační. Dále se jedná o její funkci kulturní a estetickou, ovlivňuje krajinu a životního prostředí. V neposlední řadě voda plní funkci hospodářskou (Talpák a kol., 1992).

Tab. č. 1- Světové zásoby vody

	Celkový objem [1000 km³]	Doba setrvání
Světový oceán	1338000	2500 let
Podzemní vody celkem	23400	
Z toho sladká podzemní voda	10530	1400 let
Ledovce/trvalá sněhová pokrývka	24100	
Led v permafrostu	300	
Jezera (sladká)	91	17 let
Půdní vlhkost	16,5	1 rok
Atmosféra	12,9	8 dní
Mokřady	11,5	5 let
Řeky	2,12	16 dní
Voda v tělech organismů	1,12	Hodiny
Celkem	1386000	2600 let
Celkem sladká voda	35029	

(Moldan, 2009)

2.2 Vodní toky

Vodní toky mají své znaky a vlastnosti, kterými se navzájem odlišují (Tlapák a kol., 1992). Vodní toky lze třídit podle vzniku nebo určitých morfologických znaků. Podle vzniku se rozlišují vodní toky na přirozené, kdy je jejich koryto vytvářeno přirozenou činností vody (bystřiny, potoky, řeky), nebo umělé kanály (Jůva a kol., 1984).

Do morfologických znaků patří povodí, délka toku, podélný sklon toku a průtokové poměry (Tlapák a kol., 1992).

Povodím toku se rozumí území, ze kterého přitéká povrchově i podzemně odtékající srážková voda do koryta toku. Toto území je ohraničeno rozvodnicí, která spojuje nejvyšší místa povodí v protisměru sklonu (Tlapák a kol., 1992).

Průtok v toku, vyjadřuje množství vody protékající korytem toku za jednotku času $m^3 \cdot s^{-1}$, $l \cdot s^{-1}$. Průtok není stálý, ale místně a časově se mění (Tlapák a kol., 1992). Rychlost říčního proudu závisí na strmosti spádu, na drsnosti dna, na hloubce a šířce koryta a množství protékající vody. V každém případě je pohyb vody v toku

považován za mezní a řídicí činitel fyzikálně-chemických a biologických vlastností toku (Štěrbá a kol., 2008).

2.3 Povrchová voda

Povrchové vody jsou dle vodního zákona 254/2001 Sb. definovány jako přirozeně se vyskytující na zemském povrchu, tento charakter neztrácejí, protékají-li přechodně zakrytými úseky, přirozenými dutinami pod zemským povrchem nebo v nadzemních vedeních.

Lellák a Kubíček (1991) uvádějí, že srážková voda, která se nevsákne do půdy, nevypaří se a nezachytí se vegetací, stéká spádem jako povrchový odtok. Jestliže je intenzita deště vyšší než intenzita vsaku, srážková voda nejdříve stéká v souvislé vrstvě jako nesoustředěný povrchový odtok, a až poté se rozčleňuje erozivními rýhami do stružek a jimi odtéká do bystrin, potoků, řek, které vytváří hydrografickou síť (Kršel, 2001). Forman a Godron (1993) dále uvádí, že voda může odtékat jak povrchovým odtokem, tak podpovrchově. U povrchového odtoku může dojít k vodní erozi, u podpovrchového odtoku dochází k odnášení rozpuštěných živin z lokality.

Povrchové vody se dělí na vodu kontinentální a mořskou, přičemž voda kontinentální se dále rozděluje na tekoucí a stojaté (Pitter, 2009). Rozhodujícím zdrojem vody v České republice jsou atmosférické srážky (Kršel, 2001). Z České republiky odeče v průměrném roce 28,8 % spadlých srážek. Z našeho území výdeje vody probíhají výparem a odtokem. Dlouhodobě musí být roční bilance zapsaná rovnicí, kdy srážky se rovnají součtu výparu a odtoku (Němec a kol., 2006).

2.4 Složení povrchových tekoucích vod

Složení povrchových kontinentálních vod je ovlivněno:

- a) Geologickou skladbou podloží a složení dnových sedimentů
- b) Hydrologicko-klimatickými poměry (srážkovými a teplotními poměry, ročním obdobím)
- c) Půdně-botanickými poměry (zalesněním)
- d) Antropogenní činností (zemědělstvím, komunálními odpady)
- e) Příronem podzemních vod

Kontinentální vody vznikají z atmosférické a podzemní vody. Jestliže jako zdroj převažují atmosférické vody, povrchová voda z nich vzniklá je jen málo mineralizovaná. Na dalším složení se podílejí vlivy uvedené pod body a) až d). Takto vzniklé vody podléhají biochemickým a chemickým přeměnám (Pitter, 2009).

Celková mineralizace je součtem hmotnostní koncentrace všech rozpuštěných tuhých (nezapočítávají se rozpuštěné plyny) anorganických látek, které se nachází ve vodě (Horáková a kol., 2007). Celková mineralizace se u vod pohybuje v rozmezí 100 mg l^{-1} až 500 mg l^{-1} . Značně malou mineralizaci mají vody v horních částech toků a vody vzniklé z tání sněhu. Naopak vysoké hodnoty mineralizace dosahují vody výjimečně, příkladem může být voda protékající vápencovitým útvarem, nebo vody znečištěné průmyslovými odpadními vodami (Pitter, 2009).

Podle Heteši a Kočkové (1997) lze rozdělit stupně mineralizace řek do čtyř kategorií:

1. s vodou málo mineralizovanou – do 200 mg.l^{-1}
2. s vodou středně mineralizovanou – $200 - 500 \text{ mg. l}^{-1}$
3. s vodou zvýšené mineralizovanou – $500 - 1\ 000 \text{ mg. l}^{-1}$
4. s vodou vysoce mineralizovanou – nad $1\ 000 \text{ mg l}^{-1}$

U čistých toků se koncentrace nerozpuštěných látek pohybuje v jednotkách mg l^{-1} . Větší koncentrace nalezneme ve znečištěných městských a průmyslových vodách. V období povodní se zvětšuje na desítky až stovky mg l^{-1} v důsledku splachu látek z půd (Pitter, 2009).

Všeobecně lze konstatovat, že chemické složení vody ve velkých řekách je stabilnější, než v řekách malých. V malých tocích může silnější déšť značně ovlivnit chemismus vody vzhledem k menšímu množství vody v korytě. Při ročních změnách chemického složení vody řek se mění celkové množství iontů a poměr mezi nimi (Heteša a Kočková, 1997).

2.5 Znečišťování povrchových vod

Tvrdková a kol. (2005) udává, že voda na Zemi se nevyskytuje jako čistá látka, ale vždy obsahuje určité množství rozpuštěných plynů, minerálních a rozptýlených

látek. Složení povrchových vod závisí především na lokalitě. Diviš (2008) dále doplňuje, že čím déle se voda v krajině zdržuje, tím větší je její mineralizace.

Znečištěné povrchových vod můžeme rozdělit na znečištění:

1. **Bodové** – znečištění je do vody přiváděno soustředěně a je možné zjišťovat jeho kvalitu a kvantitu, např. městské a dešťové kanalizace do toků, odpadní vody z čistíren a přímé vstupy průmyslové
2. **Plošné** – splachy z okolní půdy, hlavně zemědělsky obhospodařované, nebo atmosférické depozice
3. **Difúzní** - rozptýlené bodové zdroje

Změny ve složení povrchových vod mohou být krátkodobé či dlouhodobé. Krátkodobé změny jsou způsobeny většinou hydrologickými nebo klimatickými poměry. Dlouhodobé změny jsou vyvolány zejména antropogenní činností, v chemizaci zemědělství a urbanizaci (Pitter, 2009).

Z toho vyplývá, že znečištění vody má původ antropogenní, přírodní nebo dochází k jejich kombinacím. Antropogenní znečištění je vyvoláno vlivem osídlení, průmyslu a zemědělství. Přírodní znečištění povrchových vod vyvolávají klimatické, geomorfologické, půdní a další vlivy (Tlapák a kol., 1992).

Znečištění povrchové vody má povahu fyzikální, chemickou a biologickou. Fyzikální znečištění se projevuje výskytem splavenin – nerozpustných minerálních, zeminných nebo organických příměsí. Biologické znečištění způsobují toxické látky nebo zplodiny hnilobného rozkladu vody. Chemické znečištění způsobují příměsky tuhého, kapalného nebo plynného skupenství, které jsou ve vodě rozpuštěny (Tlapák a kol., 1992).

2.6 Ochrana povrchových vod

Zákon o vodách č. 254/2001 Sb. řeší znečišťování povrchových vod vymezením zranitelných a citlivých oblastí. *Zranitelné oblasti* jsou území, kde se vyskytují povrchové nebo podzemní vody, zejména využívané nebo určené jako zdroje pitné vody, v nichž koncentrace dusičnanů přesahuje 50mg/l nebo povrchové, u nichž v důsledku vysoké koncentrace dusičnanů ze zemědělských zdrojů dochází nebo může dojít k nežádoucímu zhoršení jakosti vod. *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 vody, a které jsou využívány nebo se předpokládá jejich využívání jako zdroje pitné vody a v nichž koncentrace dusičnanů přesahuje 50, g/l nebo u nichž je z hlediska zájmů chráněných tímto zákonem nutný vyšší stupeň čištění odpadních vod.

Dále zákon o vodách vymezil chráněné oblasti přirozené akumulace vod, které pro své přírodní podmínky tvoří významnou přirozenou akumulaci vod. V těchto oblastech je zakázáno zmenšovat rozsah lesních pozemků, odvodňovat lesní a zemědělské pozemky, těžit rašelinu a nerosty. Plochy, které jsou morfologicky, geologicky a hydrologicky vhodné pro akumulaci povrchových vod, lze pro snížení nepříznivých vlivů povodí a sucha lze vymezit v Politice územního rozvoje a v územně plánovací dokumentaci jako území chráněné pro akumulaci povrchových vod. V těchto územích lze měnit dosavadní využití a umisťovat stavby pouze tehdy, když nezatíží budoucí využití pro akumulaci povrchových vod.

Vodní zákon řeší i ochranná pásma vodních zdrojů. K ochraně vydatnosti, jakosti a zdravotní nezávadnosti zdrojů podzemních nebo povrchových vod využívaných nebo využitelných pro zásobování pitnou vodou s průměrným odběrem více než 10 000 m³ za rok a zdrojů podzemní vody pro výrobu balené kojenecké vody nebo pramenité vody stanoví vodoprávní úřad ochranná pásma. Ochranná pásma se dělí na I. stupeň, který slouží k ochraně vodního zdroje v jeho těsném okolí odběrného zařízení. Dále na II. stupeň, který slouží k ochraně vodního zdroje ve stanoveném území proto, aby nedocházelo k ohrožení vydatnosti, jakosti a zdravotní nezávadnosti území.

2.7 Klasifikace jakosti povrchových vod

Pro všeobecnou informaci a k porovnání jakosti vody na odlišných místech se provádí klasifikace jakosti tekoucích povrchových vod do pěti jakostních tříd podle ČSN 75 7221 (Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod):

I. třída (neznečištěná voda) – stav povrchové vody, který nebyl významně ovlivněn antropogenní činností. Voda je vhodná pro vodárenské účely, potravinářský průmysl, koupaliště, chov lososovitých ryb, má velkou krajínotvornou hodnotu.

II. třída (mírně znečištěná voda) – stav povrchové vody, který byl ovlivněn antropogenní činností tak, že ukazatele jakosti vod dosahují hodnot, které umožňují existenci bohatého, vyváženého a udržitelného ekosystému. Voda je vhodná k vodárenským účelům, chovu ryb, vodním sportům, zásobování průmyslu, má krajínovornou hodnotu.

III. třída (znečištěná voda) – stav povrchové vody, který byl ovlivněn antropogenní činností tak, že ukazatele jakosti vody dosahují hodnot, které nemusí vytvořit podmínky pro existenci bohatého, vyváženého a udržitelného ekosystému. Voda je vhodná jen pro zásobování průmyslu, pro vodárenství pouze podmíněčně, není-li vhodnější zdroj. Má malou krajínovornou hodnotu.

IV. třída (silně znečištěná voda) – stav povrchové vody, který byl ovlivněn antropogenní činností tak, že ukazatele jakosti vody dosahují hodnot, které vytvářejí podmínky umožňující existenci pouze vyváženého ekosystému. Voda je vhodná obvykle jen pro omezené účely.

V. třída (velmi silně znečištěná voda) – stav povrchové vody, který byl ovlivněn antropogenní činností tak, že ukazatele jakosti vody dosahují hodnot, které vytvářejí podmínky umožňující existenci pouze silně nevyváženého ekosystému. Voda se zpravidla nehodí pro žádný účel (Pokorný a kol., 2008; Pokorný a kol., 2012).

2.8 Chemickofyzikální parametry vody

Z chemického hlediska je voda sloučeninou dvou atomů vodíku a jednoho atomu kyslíku (Diviš, 2008). Voda je obsažena ve všech přírodních hmotách a jako jedna z mála hmot na Zemi se vyskytuje ve všech fyzikálních skupenstvích zároveň – v plynném, kapalném i pevném (Kršel, 2001).

Pitter (1999) udává, že z chemických vlastností vody je nejdůležitější dipólový charakter molekuly vody, a proto je voda výborným rozpouštědlem. Další významné vlastnosti vody jsou schopnost molekul vody sdružovat se ve větší celky prostřednictvím vodíkových můstků a vysoká hodnota měrné tepelné kapacity, která způsobuje, že se moře podílejí na teplotní regulaci Země. Manahan (2009) také udává, že voda má 2-3x vyšší povrchové napětí než jiné kapaliny. Voda též propouští viditelné světlo a delší vlnové délky UV-záření, protože je bezbarvá a umožňuje světlu potřebnému pro fotosyntézu do poměrně velkých hloubek.

Při posuzování chemických vlastností vody se hodnotí obsah kationtů, aniontů, obsah kyslíku, oxidu uhličitého a organických látek. Mezi iontově rozpuštěné látky patří z kationtů především vápník s hořčíkem a draslík se sodíkem. Z aniontů zejména sírany, chloridy, dusičnany a hydrogenuhličitany. Všechny jmenované látky patří do základního složení přírodních a užitkových vod (Pitter, 2009).

2.9 pH

pH můžeme definovat jako záporný dekadický logaritmus koncentrace vodníkových iontů (Lellák, 1991). Aciditou se označuje schopnost vody neutralizovat anionty OH^- . Slabou kyselinou ve vodě je nejvýznamnější oxid uhličitý, který pochází ze vzduchu, z rozkládající se organické hmoty nebo při vzniku temnostní fáze fotosyntézy. Alkalita vody je schopnost vody neutralizovat vodíkové kationty H^+ (Kalač, 2010). Stanovení hodnoty pH je součástí každého rozboru vody, neboť pH ovlivňuje většinu fyzikálně chemických procesů ve vodách. Parametr pH vody a její neutralizační kapacitu mohou výrazně ovlivnit některé chemické a biochemické pochody v ní probíhající. U neznečištěných povrchových vod, s výjimkou vod z rašelinišť, se hodnota pH pohybuje od 6,0 do 8,5, která je dána uhličitánovým systémem (Pitter, 2009). Přesnou hodnotu pH můžeme stanovit potenciometricky (Horáková, 1986).

2.10 Elektrolytická konduktivita

Pitter (2009) uvádí, že elektrolytická konduktivita je koncentrace ionizovatelných anorganických a organických součástí vody. V přírodních vodách, které mají nízkou koncentraci organických látek, je konduktivita mírou obsahů aniontů a kationtů. Hodnota elektrolytické konduktivity umožňuje odhad koncentrace iontově rozpuštěných látek a celkové mineralizace ve vodách. Konduktivita umožňuje také získat představu o časových změnách v koncentraci anorganických rozpuštěných látek ve vodách. Konduktivita se měří při teplotě 25 °C a udává se v jednotkách mS m^{-1} . Povrchové vody mají obvykle konduktivitu v rozmezí 5 až 50 mS m^{-1} . Podle Horákové a kol. (2007) konduktivita závisí na koncentraci iontů, na nábojovém čísle, teplotě a pohyblivosti.

2.11 Anorganické látky v povrchových vodách

2.11.1 Vápník a hořčík

Vápník a hořčík se běžně vyskytují v povrchových vodách. Obsah prvků je podmíněn geologickým poměry ve zvodněných vrstvách (Horáková a kol., 2007). Oba prvky se dostávají do vod rozkladem hlinitokřemičitanů vápenatých a hořečnatých. Ve větších koncentracích se může dostat díky rozpuštění vápence, dolomitu či magnezitu. Antropogenním zdrojem prvků mohou být průmyslové odpadní vody. V málo a středně mineralizovaných vodách se vápník s hořčíkem vyskytují jako jednoduché ionty Ca^{2+} a Mg^{2+} . Ve více mineralizovaných vodách se vyskytují ve formě hydrogenuhličitanů a síranů (Pitter, 2009). Obsah vápníku a hořčíku je závislý na rozpuštěném oxidu uhličitého, aby byl zajištěn stav reakce (Horáková, 1986). Pokud tomu tak není, dochází buď k vylučování, nebo k rozpouštění uhličitanu vápenatého. Hořčík se ve vodách vyskytuje obvykle v menších koncentracích než vápník. Hořčík je v menší míře zastoupen v zemské kůře a podléhá sorpci. Dále je také využíván rostlinami. Oba prvky určují tvrdost vody a patří mezi ukazatele jakosti povrchových vod. Všeobecný imisní standard pro vápník je 250 mg l^{-1} a pro hořčík je 150 mg l^{-1} (Pitter, 2009). Vápník a hořčík lze stanovit společně chelatometrickou titrací při pH 10, ale častěji se používá atomová absorpční spektrofotometrie (Horáková, 1986).

2.11.2 Sodík a draslík

Tyto dva prvky se uvolňují při zvětrávání některých hlinitokřemičitanů (albit, ortoklas aj.), nebo výměnou iontů Ca^{2+} za Na^+ při styku vody s některými jílovými minerály. Antropogenním zdrojem prvků jsou průmyslové odpadní vody z výroby draselných a sodných solí nebo prvky, které pochází z živočišných výkalů a smyvem draselných hnojiv. Významným zdrojem sodíku v městských odpadních vodách je zimní sypání cest chloridem sodným (Pitter, 2009).

Sodík a draslík se ve vodách vyskytují především jako jednoduché kationty Na^+ a K^+ , neboť jejich komplexační schopnost je malá. V povrchových tekoucích vodách se koncentrace prvků vyskytuje v jednotkách až desítkách mg l^{-1} . Vody, které obsahují draslík, jsou slabě radioaktivní a tvoří přírodní pozadí radioaktivity vody. V povrchových vodách je téměř vždy více sodíku než draslíku (Pitter, 2009). Větší

obsah sodíku převládá z důvodu větší adsorpce draslíku půdním komplexem. Dále proto, že draslík je podstatný biogenní prvek, který organismy odčerpávají v daleko větší míře než sodík (Heteša a Kočková, 1997).

2.11.3 Dusičnany

Heteša a Kočková, (1997) uvádí, že dusičnany jsou konečným produktem biochemické oxidace organicky vázaného dusíku. Za aerobních podmínek jsou dusičnany stabilní. Pitter (2009) dále udává, že dusičnany vznikají sekundárně při nitrifikaci amoniakálního dusíku. Dalším zdrojem dusičnanů je hnojení zemědělských půd dusíkatými hnojivy. Podle okolností může docházet k vyplavování dusičnanů z půd. Obecný imisní standard dusičnanového dusíku je pro povrchové vody 7 mg l^{-1} . V období vegetačního klidu je vyplavování dusičnanů vyšší než v období vegetačním. V zimě jsou nevyšší koncentrace dusičnanů v podzemních vodách, protože se vyluhují z půd a jsou jen velmi slabě zadržovány půdním sorpčním komplexem. Závisí na složení půdy a klimatických podmínkách. Z lesních kultur se dusičnany vyplavují podstatně v menší míře než ze zemědělské půdy.

V atmosférických vodách jsou dusičnany anorganického původu (NO_2 vzniká nejen oxidací NO , ale je i součástí emisí ze spalování paliv), které jsou příčinou zvyšující se koncentrace dusičnanů v povrchových vodách. Kvítek a kol., (2005) uvádí, že dusičnany vykazují sezonní variabilitu. Vyšší jsou v předjaří a na jaře, protože nemají přes zimu jako produkty probíhající nitrifikace odpovídající možnosti odběru rostlinnou biomasou. Obsah dusičnanů ve vodách se udává hmotnostní koncentrací, jako NO_3^- nebo N-NO_3^- v mg l^{-1} . V povrchových vodách se obsah dusičnanů vyskytuje v jednotkách až desítkách $\text{mg l}^{-1} \text{NO}_3^-$ (Horáková a kol., 2007). Dusičnany vyskytující se v povrchových vodách se stanovují spektrofotometrickou metodou (Horáková, 1986).

2.11.4 Fosforečnany

Horáková a kol. (2007) uvádí, že fosfor se vyskytuje v sedimentech ve formě vysrážených anorganických sloučenin nebo je součástí organických látek. Pitter (2009) uvádí, že přírodním zdrojem fosforu ve vodách je rozpouštění a vyluhování

některých půd, zvětralých hornin a minerálů. Antropogenním zdrojem anorganického fosforu jsou prací a čisticí prostředky a aplikace fosforečných hnojiv.

Zvýšený obsah fosforu ve vodách je nežádoucí, neboť podporuje nadměrný růst fytoplanktonu a vzniká eutrofizace (Šafaříčková, Pešta, 2006). S periodickými změnami během roku dochází v důsledku chemických, biochemických a sorpčních procesů k vertikální stratifikaci fosforu (Pitter, 2009). V důsledku těchto dějů je v zimním období množství fosforu ve vodách nejvyšší (Heteša, Kočková, 1997). Vzhledem k eutrofizaci vod je celkový fosfor uváděn jako ukazatel přípustného znečištění povrchových vod. Hmotnostní koncentrace sloučenin fosforu se ve vodách udává ve formě prvku. Imisní limit znečištění pro celkový fosfor činí $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ (Pitter, 2009).

2.11.5 Síraný

Heteša a Kočková (1997) uvádí, že přirozený obsah síranů v povrchových vodách je produktem zvětrávání hornin a biologické činnosti ve zvodnělých vrstvách. Dalším přírodním zdrojem síranů ve vodách jsou sedimenty obsahující sádrovec. Síraný a chloridy se projevují ve vyšších koncentracích tím, že na jedné straně dochází k ochuzování fauny a flory, a na druhé straně vyvolávají masový rozvoj druhů typické jen pro tyto slanější vody. Chapin a kol. (2002) uvádí, že zvětrávání je primární přírodní zdroj síry. Tento zdroj je stále více doplňován atmosférickými vstupy ve formě kyselého deště. Spalováním fosilních paliv se produkuje plynný oxid siřičitý (SO_2), který se rozpouští v mracích a dochází k výrobě kyseliny sírové (H_2SO_4). Tato kyselina může být zodpovědná za acidifikaci povrchových vod v oblasti průmyslových oblastí. Pitter (2009) popisuje, že hlavními minerály jsou anhydrit a sádrovec.

Síraný vznikají oxidací železných rud. Antropogenním zdrojem síranů jsou odpadní vody z moření kovů, kde se používá kyselina sírová, nebo také průmyslové exhalace obsahující SO_2 a SO_3 . Síraný jsou ve vodě v oxických a anoxických podmínkách stabilní. Koncentrace síranů se vyjadřují v mg SO_4^{2-} v 1 litru vody, nebo v mol l^{-1} . V povrchových vodách se koncentrace síranů vyskytuje v desítkách až stovkách mg l^{-1} . Imisní znečištění povrchových vod je 300 mg l^{-1} . Síraný při vysoké koncentraci spolu s koncentracemi hořčíku a sodíku způsobují projímací účinky. Ke

stanovení síranů se nejčastěji používají metody chromatografie iontů a gravimetrické metody (Horáková a kol., 2007).

2.11.6 Chloridy

Chloridy jsou nejrozšířenější formou výskytu sloučenin chloru ve vodách. Zvětváním hornin a vyluhováním přecházejí chloridy do vody. Větší koncentrace chloridů má původ z ložisek kamenné soli nebo z ložisek draselných solí. Významnými zdroji chloridů jsou posypové soli a odpady z živočišné výroby. V přímořských oblastech jsou významným zdrojem chloridů v atmosférických vodách mořská voda, jejíž kapky jsou strhávány větrem do ovzduší. Chloridy jsou dobře rozpustné a stabilní z hlediska chemického a biochemického. Rozpustnost samotného chloru závisí na pH. V povrchových vodách se obsah chloridů pohybuje v jednotkách až desítkách mg l^{-1} . Imisní znečištění u povrchových vod je přípustné do 250mg l^{-1} (Pitter, 2009). S rostoucí mineralizací vody roste obsah chloridů v poměru k ostatním iontům a při infiltraci půdou se zachycují v nepatrném množství (Heteša a Kočková, 1997). Chloridy se stanovují metodou argentometrickou (Horáková a kol., 2007).

2.12 Zemědělská činnost

Vodní hospodářství se dostává ve vztahu k zemědělství a lesnímu hospodářství do komplikované situace, neboť voda, jako přírodní zdroj, je využívána ve všech oblastech, při kterých dochází k znehodnocování vodních zdrojů. Proto se musí voda rozumně využívat, udržovat a chránit (Tlapák a kol., 1992).

Zemědělská produkce je spojena s koloběhem látek, živin a energie (Vaněk a kol., 2002). Klasické konvenční zemědělství zajišťuje vysokou produkci prostřednictvím zvyšujících se vstupů energií a materiálů. Jedná se o pesticidy, hnojiva a závlahy. Častou a nadměrnou aplikací těchto látek dochází k průsakům a vymývání živin povrchovým odtokem s transportem erodovaných částic obsahující živiny. Následkem jsou bodová a plošná znečištění (Šarapatka, Urban, 2003). Rychter a Římovský (1996) uvádí, že pro zajištění vysoké úrodnosti je nutné pravidelně dodávat živiny do půdy.

Hnojiva můžeme dělit na průmyslová a statková. Průmyslová hnojiva pochází především z chemického průmyslu a můžeme je dělit na dusíkatá, fosforečná, draselná, hořečnatá a vápenatá hnojiva. Dále sem patří pevná vícesložková hnojiva obsahující dvě a více živin a hnojiva dvousložková kapalná (Vaněk a kol., 2002). Statková hnojiva jsou vedlejší produkty z chovu hospodářských zvířat a též zbytky rostlinného původu (keřda, močůvka, zelené hnojení aj.) (Dostál a kol., 2003).

Organicky vázaný dusík obsažený v hnojivech se v půdě mineralizuje a přechází do forem využitelných rostlinami, ale též podléhá ztrátám. Rychlost rozkladu dusíkatých sloučenin a uvolňování závisí na poměru uhlíku k dusíku a na rozložitelnosti uhlíkatých látek (Dostál a kol., 2003). Rostliny přijímají dusík ve formě iontů a to kationtu amonného (NH_4^+) nebo v aniontu nitrátového (NO_3^-). V biologicky aktivních půdách převažuje většinou příjem NO_3^- . (Vaněk, 2002). Nepříznivé půdní podmínky zvyšují vyplavení a povrchový odtok dusíkatých látek na půdách (Dostál a kol., 2003). Sorpční schopnost dusičnanů je malá, a proto snadno pronikají půdním sorpčním komplexem a mohou kontaminovat podzemní vodu (Pitter, 2009). Dusičnany jsou hlavními zdroji plošného znečištění vod ze zemědělství.

Aby se předešlo ztrátám dusíku, na orných půdách s větším sklonem než 3° , které jsou bez pokryvu, je nutné ihned zapravit hnojiva do půdy. Na pastvinách je třeba dodržovat počet zvířat (nehnojené do 3 DJ ha^{-1} , hnojené do 2 DJ ha^{-1}) (Kvítek a kol., 2005). Šetrným hospodařením povrchových vod se zabývají i standardy Podmínky dobrého zemědělského a environmentálního stavu (GAEC). Standard GAEC 11 je uplatňován od roku 2012 a zabývá se ochranou vody a hospodaření s ní. (MZe, 2010).

Evropská Unie ve snaze omezit znečištění vod dusičnany ze zemědělských zdrojů vydala Nitrátovou směrnici. Česká republika vyhlásila akční program k této směrnici a celé území České republiky bylo vyhlášeno jako citlivá oblast (Pitter, 2009).

Akční program je vyhlášen nařízením vlády vždy na čtyřleté období. První akční program byl vyhlášen od 1. 1. 2004. Současně platí třetí akční program (nařízení vlády č. 262/2012) od 1. 8. 2012. Přezkoumání akčního programu bylo

provedeno na základě monitoringu, vyhodnocení druhého akčního programu, nových výzkumných poznatků a dále připomínek Evropské komise. Mezi základní opatření patří:

- a) Období, kdy je zakázáno používání jistých druhů hnojiv a statkových hnojiv.
- b) Stanovení minimální kapacity skladu pro statková hnojiva, která budou skladována v období, kdy je zakázáno hnojení.
- c) Omezení aplikace hnojiv a statkových hnojiv, odpovídající správným zásadám hospodaření s ohledem na půdní a klimatické podmínky. Zavedení maximálních limitů hnojení k samostatným plodinám.
- d) Způsoby využívání a obhospodařování půdy na svažitých pozemcích a v blízkosti vod.
- e) Opatření v akčním programu musí zajistit, že podnik v průměru nepřekročí množství ročně aplikovaných statkových hnojiv, organických a organominerálních hnojiv, které obsahují více než 170 kg N na ha/rok (Mze, 2013).

2.13 Lesní hospodaření

Podle definice Food and Agriculture Organization (FAO) se za lesní porosty považují plochy nad 0,5 ha se stromy, které musí mít dřevnaté kmeny nad 5m vysoké, pokud koruny stromů zaujímají více než 10-40% plochy území. V globálním měřítku přibližně 75% pitné vody pochází z lesních ekosystémů (Moldan, 2009).

2.13.1 Kategorizace lesů

Podle lesního zákona č. 289/1995 Sb. se lesy člení podle převažujících funkcí do tří kategorií na lesy ochranné, lesy zvláštního určení a lesy hospodářské.

Do *ochranného lesa* se zařazují lesy, které se nachází na mimořádně nepříznivém stanovišti (sutě, prudké svahy, nestabilizované náplavy a písky apod.). Dále jsou to vysokohorské lesy pod hranicí stromové vegetace, které chrání níže položené lesy a lesy na exponovaných hřebenech. V poslední řadě jsou to lesy v klečovém lesním vegetačním stupni.

O *lesy zvláštního určení* se jedná, jestliže se nacházejí v pásmu hygienické ochrany vodních zdrojů I. a v ochranných pásmech zdrojů přírodních léčivých a

stolních minerálních vod. Dále se jedná o les, který se nachází na území národních parků a národních přírodních rezervací. Do této kategorie lze zařadit i lesy, kde produkční funkce lesa převyšuje nad funkcí mimoprodukční.

Lesy hospodářské jsou lesy, které nejsou lesem ochranným ani lesem zvláštního určení.

V době poledové se lesy vykytovaly takřka na celém území České republiky, stejně jako v celém středoevropském regionu. Na území České republiky převažovaly, a částečně dosud se vyskytují, smíšené lesy, ať již s převahou listnáčů v nejnižších polohách, nebo s větším množstvím jehličnanů typu středoevropského lesa, který převládal na našem území. Prostorové a druhové složení lesů se dnes liší od původní skladby. V České republice dnes převažují kulturní lesy s převahou jehličnatých dřevin smrku ztepilého a borovice lesní (Jiráček, 1998).

2.13.2 Historie zalesňování

Již v 16. století se nalézá zmínka o zalesnění plochy v okolí staré pražské obory a zvětšování plochy lesů v okolí Karlových Varů. Na konci 19. století a začátku 20. století bylo v České republice zalesněno zhruba 18 tisíc hektarů nelesních ploch (Kacálek, Bartoš, 2002). Další značné zalesnění nelesních půd proběhlo po 2. světové válce především v pohraničních oblastech. Rozsah zalesňování byl nejvyšší v první polovině padesátých let. V šedesátých letech dosahoval 5-6 tisíc hektarů ročně (Černý a kol., 1995). K zalesňování docházelo z důvodu produkce dřeva, zvýšení diverzity v krajině nebo omezení eroze (Hatlapatková, 2011).

2.13.3 Zalesňování zemědělských půd v ČR

K zalesňování zemědělských a nelesních půd v České republice dochází v současné době především z důvodu:

- Protierozní ochrana půdy
- Retenční funkce
- Vodohospodářské funkce
- Vlastní funkce produkční

- Asanační funkce
- Pozemky vhodné pro prvky ÚSES
- Zlepšení životního prostředí (mikroklima)
- Ekonomické stránky – využití dotačních titulů na zalesnění nevyužívané zemědělské půdy

(Jiráček, 1998; Černý a kol., 1995).

Rozloha lesních porostů v České republice v roce 2011 činila 2 659 837 ha (MZe, 2012).

2.13.4 Vliv lesních ekosystémů na chemické parametry povrchových vod

Voda v lesním ekosystému má své nezastupitelné místo. Koloběh vody je jedním z ekologických faktorů, který se podílí na formování výsledných stanovišť a růstových podmínek lesní vegetace. Vstup vody závisí převážně na klimatických podmínkách. Chemické složení srážek je do značné míry ovlivněno znečištěním ovzduší a je odrazem celkové depozice imisních látek. Fáze pohybu vody ve vegetačním pokryvu a v půdním prostředí je závislá na lokálních faktorech. (Bíba a kol., 2007).

Chemismus vody odtékající do vodních zdrojů závisí hlavně na obsahu cizorodých látek v atmosférických srážkách, na jejich obohacení v korunách stromů, na uvolňování prvků z pokryvného humusu a na jejich příjmu kořeny vegetace. Významnou roli hraje struktura chemismus půdy a vlastnosti matečné horniny. Cizorodé látky v ovzduší nejen že poškozují lesní dřeviny, ale narušují i koloběh prvků (Uhlířová a kol., 1998).

Atmosférické vody mají vliv na acidifikaci povrchových vod a půd (vyluhování K, Ca a Al). Dále poškozují vegetaci, dochází k přísunu kovů do půd a povrchových vod (Pitter, 2009).

Podkorunové srážky jsou tvořeny vodou odkapávající z povrchu rostliny a vodou propadající mezerami v koruně stromů. Korunami jehličnatých stromů bývá zachyceno 20 – 50 % srážek. Podkorunové srážky bývají kyselější a koncentrace všech látek jsou u nich vyšší než u srážek na volné ploše, to se týká i nutrietů (N a P),

protože dochází k vzájemnému působení se suchou depozicí zadrženu v koruně stromu a jejich kmenech (Pitter, 2009).

Z hlediska kořenového systému je druhová skladba lesního porostu též významná. Hluboce kořenicí dřeviny, jako je buk, mají v porovnání se smrkem lepší vliv na vsaky vody do půdy, a tím pádem i na odtokové podmínky během povodí (Válek, 1977).

2.13.5 pH povrchových vod

Průměrné pH v lesních oblastech v České republice se pohybuje kolem 7,16. Přes 82 % vod má rozpětí poměrně vysokých normovaných hodnot pH 6,5-9,5, zbývající část má naopak pH nižší než 6,5 (minimální hodnota pH 3,83). Nízké hodnoty pH sebou přináší problém, jelikož při nižším pH než 5,0 se uvolňuje z půdního prostředí hliník v důsledku okyselení narušení pevných chemických vazeb (Bíba a kol., 2007). Vysoké koncentrace hliníku ve smrkových porostech brání příjmu hořčíku. Smrkové porosty jsou poměrně odolné proti nízkému pH, ale daleko více jsou náchylné k poškození hliníkem (Hruška, Cienciala, 2002). Naproti tomu, listnaté porosty mohou zmírnit aciditu půdy až o 1,3 stupně pH. V humusovém horizontu listnatých porostů dochází ke zvýšené zásobě bazických kationtů, protože dřeviny mají hlubší kořenový systém a využijí živiny z hlubších vrstev (Hruška, Cienciala, 2002).

Hlavním zdrojem vodíkových iontů jsou srážkové vody, jejichž pH vlivem průmyslových exhalací (SO_2 a NO_x) klesá k hodnotě menší než pH 4, a to převážně u podkorunových srážek ve smrkových porostech. Příčinou jsou H_2SO_4 a HNO_3 vznikající v atmosféře a na povrchu vegetace oxidací těchto plynů. Důležitý je druh porostu, jelikož v jehličnatých lesích je záchyt zhruba 3x vyšší než v lesích listnatých (Hruška, Cienciala 2002). Díky tomu smrkové porosty způsobují vyšší acidifikaci prostředí než listnaté lesy (Hruška a kol., 2006).

Acidifikace lesních půd je přirozený proces, který vyvolává odvápnění a podzolizaci, avšak se vstupem kyselé antropické depozice H^+ se urychluje. Změny chemismu půd kořenové zóny se projevují snížením pH a obsahu bází, zvýšením obsahu hliníku a narušením bilance v dostupnosti živin jako jsou, Ca, Mg a K v důsledku sorpce Al a amonných iontů. (Majer a kol., 1995).

Hruška a Cienciala (2002) uvádí, že přirozená acidifikace lesních půd je proces, v důsledku kterého dochází v lesních půdách k rozkladu organických kyselin, zejména opadu a povrchového humusu. Vznikající organické kyseliny na sebe poutají bazické kationty, které jsou v půdách mobilní a účastní se neutralizace organických kyselin. Antropogenní činnost napomáhá k okyselování půd především nevhodným obhospodařování lesů, především pěstování jehličnatých monokultur. Při pěstování jehličnatých porostů dochází k hromadění bazických kationtů v biomase, a to vyvolává zátěž půdy ionty vodíku H^+ .

2.13.6 Koncentrace kationtů

Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ a K^+ jsou nazývané bazickými kationty, neboť jsou jediným zdrojem neutralizace kyselých srážek. S nadmořskou výškou jejich koncentrace klesá díky vyšším odtokům vody, kdy horninový zdroj je ředěn ve větší míře než v nižších polohách, ale i díky nižšímu zvětrávání hornin ve vyšších nadmořských výškách. Nedostatečnou schopnost zvětrávání mají svory a granity, které by uvolňovaly bazické kationty a neutralizovaly kyselé srážky. Vody v jejich povodí jsou proto více náchylné k acidifikaci.

Koncentrace vápníku v povrchové vodě může ovlivnit stav lesa. Je-li les zdravý a rychle přirůstající, spotřebovává větší množství vápníku, který zůstává fixován v biomase stromu. Pokud je biomasa po těžbě zcela odvezena, může dojít k okyselení celého ekosystému. Koncentrace Mg bývá 5x nižší než Ca a vykazuje velmi podobné chování jako vápník. Jelikož je hořčík součástí chlorofylu, platí pro něj podobný vliv těžby lesa jako u vápníku. Tento problém vznikl při vzniku hospodářských lesů pěstovaných monokultur smrku (Hruška a kol., 2006).

Sodík není příliš významný pro růst lesa a jeho koncentrace je závislá na nadmořské výšce a druhu podloží. Draslík má nejnižší koncentrace z bazických kationtů. Jeho nedostatek v půdě však způsobuje nedostatečné vyžrávání dřeva (Hruška a kol., 2006).

2.13.7 Koncentrace aniontů

Koncentrace síranů klesá se stoupající nadmořskou výškou. Síraný v horách většinou nemají jiný zdroj než srážky. Některé půdy mají schopnost absorbovat velké množství síranů na povrchu půdních částic, což může dlouhodobě oddálit účinek kyselých dešťů na povrchové vody. Síraný se z atmosférické depozice navážou na jejich povrch a nepokračují dále do povrchových vod, dokud se adsorpční kapacita nevyčerpá. Po tento čas nedochází k antropogennímu okyselení povrchových vod. Veliký vliv na koncentraci síranů a acidifikaci má i lesní porost. Ve smrkovém porostu je depozice síry vyšší než v lokalitách s listnáči (Hruška a kol., 2006). Bylo zjištěno, že ve smrkovém porostu byly vyšší koncentrace iontů jako NO_3 a SO_4 . Pod listnatými porosty je množství látek ve spadech menší než v porostech jehličnatých. Listnaté porosty mají lepší vliv na půdní prostředí a zásoby přístupných prvků (Hruška, Cienciala 2002).

Dusičnany ubývají se stoupající nadmořskou výškou. Nadbytek dusíku vede k významnému okyselení prostředí. Jestliže není dusík zcela spotřebován vegetací nebo mikroorganismy, nitrifikace v půdách vede k tvorbě dusičnanů a poté dochází k okyselení vod a půd. S růstem nového lesa se depozice dusíku zvyšuje (Hruška a kol., 2006). Vymývání živin u suchozemských ekosystémů do vod podporuje odlesňování. Když odstraníme dřeviny, zbývající rostliny nestačí dusík z půdy odčerpávat a vázat ve svých tělech. Proto se odtok dusíku do vod nebo atmosféry také zvyšuje (Šafaříčková, Pešata, 2006). Autor tvrdí, že poškození porostů je největší tam, kde jsou překračovány limity koncentrací SO_2 a NO_x a též kritické zátěže depozicí síranů, dusičnanů, iontů vodíku aj (Cudlín a kol., 2000).

Chloridy v povrchových vodách jsou v horských podmínkách závislé na koncentraci ve srážkách a na nadmořské výšce. S vyšším srážkovým úhrnem a klesající teplotou roste srážkoodtokový poměr, takže koncentrace chloridů v povrchových vodách se přibližují koncentraci ve srážkách (Hruška a kol., 2006).

3. Zájmové území

Území Novohradských hor se nachází v nejvýchodnější části Šumavské subprovincie. Území zasahuje z větší části na jihu do geomorfologického celku Novohradské hory a na severu spadá do Novohradského podhůří. Součástí Novohradských hor je horský orografický útvar, který z větší části sahá na rakouské území až k Dunaji (Papáček, 2003). Rozloha Novohradských hor v České republice je 162 km² s nejvyšším vrcholem Kamenec 1 072 m n.m. (Kubeš, 2004). Území ze zemědělského hlediska spadá do bramborářské oblasti. Průměrné teploty se pohybují okolo 7,0 °C, území spadá do mírně teplé oblasti s průměrným úhrnem srážek 750 mm (Bodlák a kol., 2008).

Na českém území tvoří hydrografickou síť Novohradských hor a podhůří povodí Malše, Stropnice, Černé a Lužnice (Papáček, 2004). V zájmovém území se v hlubinách sedimentů nachází kvalitní pitná voda (Papáček, 2003). Prakticky celé území Novohradských hor se nachází v území CHOPAV Novohradské hory (ÚHUL, 1997).

Lesní porosty pokrývají převážnou část Novohradských hor. Současný stav lesních porostů se liší od přírodních lesů. Potencionální vegetaci tvoří převážně květnaté bučiny. Ve vyšších polohách by se místy objevovaly acidofilní horské bučiny a na nejvyšších vrcholech podmáčené smrčiny. Vznik rašelinišť na mnoha místech umožnily klimatické a orografické poměry (Kubeš, 2004).

3.1 Historický vývoj lesů

První dokumenty popisující složení lesů Novohradských hor pochází z 16. století. V této době byla druhová skladba nepozměněná a převládaly přirozené jedlobukové lesy s příměsí smrku, především na podmáčených stanovištích. Borovice s dubem se nacházely pouze v nižších polohách podhůří. V 18. století se objevují první zmínky o převládajícím smrku na odlesněných plochách.

V první polovině 19. století dochází k výrazné změně druhové skladby. V této době díky přílivu nového obyvatelstva se zvýšila poptávka po dříví a vybudoval se plavební systém. Na vznikajících holinách byl zaváděn smrk a tím docházelo k úbytku jedle a buku.

V posledních desetiletích se začaly do porostů vracet příměsi původních listnáčů (ÚHUL, 1997).

3.2 Druhov^á skladba lesů

Na území zasahují tři vegetační stupně jedlobukový, smrkojedlobukový a smrkový. Nejrozšířenější skupinou lesních typů je vlhká jedlová bučina, kyselá jedlová bučina a kyselá smrková bučina. V současnosti tvoří lesní porosty z 90 % jehličnany a z pouze cca 9 % listnáče (Zasadil, 2006).

V dnešní době na území Novohradských hor převládá smrk ztepilý (74,58 %). Smrky mají vysokou kvalitu a dobře se zmlazují, jsou ale poškozovány loupáním jelení zvěří (Mikulová a kol., 2000).

Dále se zde objevuje borovice lesní (12,18%) v nižších polohách Novohradského podhůří. Na severovýchodních výběžcích Novohradských hor je významná, neboť se nachází na degradovaných stanovištích a využívá se ve značném rozsahu k přirozené obnově borovice. Z fytoecologického hlediska je důležitý přirozený výskyt nízkého rašelinného morfotypu borovice lesní na rašeliništích ve středu Novohradských hor. Tento typ borovice je nazýván jako borovice blatka (Mikulová a kol., 2000).

Původně dominantní dřevina buk lesní zaujímá cca 5 % území. Buk se nachází jak ve straších porostech, tak v mladších porostech, kde byl vysazován uměle (Mikulová a kol., 2000; Zasadil, 2006).

Další původně významná dřevina jedle bělokorá zaujímá pouze 1,22 % území. Největší zastoupení má jedle do 30 let, díky umělé obnově v posledních letech. Nalézt ji můžeme i na bývalých nelesních půdách (Mikulová a kol., 2000; Zasadil, 2006).

3.3 Zalesněné nelesní půdy

Novohradské hory mají vysoké procento nově zalesněných nelesních půd. Vysídlená území po roce 1945 zůstala neobhospodařována a začala postupně zarůstat náletovými dřevinami. Docházelo tak k jejich umělému zalesnění. Náletové dřeviny byly tvořeny převážně břízou a borovicí. Smrk se zmlazoval pouze na stinných

místech a vlhkých nánosech. Při umělých sadbách na nelesní plochy byl používán převážně smrk, ale současně zde mají zastoupení jedle, buk i modřín. Zaváděné zde byly také například douglaska tisolistý a borovice vejmutovka. V současnosti je rozloha nelesních půd v oblasti Novohradských hor 1 700 ha se středním věkem 34 let (ÚHUL, 1997).

3.4 Zemědělství

Do 18. století bylo osídleno pouze Novohradské podhůří. V 18. století se osídlení rozšířilo do Novohradských hor německým lidem. S ním přišel rozvoj lesnictví a dřevozpracující průmysl. Ve 20. století bylo území odtrženo od Československa a došlo k vysídlování obcí. V současnosti je velká část dříve využívaných zemědělských půd ponechána ladem. Plevely na těchto územích částečně chrání proti erozi (Mikulová a kol., 2000).

3.5 Geologická a pedologická charakteristika

Novohradské hory jsou tvořeny matečnou horninou především granity a granodiority centrálního moldanubického plutonu. Na území Novohradských hor se dají vysledovat půdy zonální a azonální. Zonální půdy souvisí s výškovou pásmovitostí a jedná se především o kambizemě a podzoly. Azonální půdy jsou spjaté s vlhkostním režimem půdy a řadí se mezi ně kambizemě oglejené, pseudogleje a organozemě. Azonální půdy též souvisejí s reliéfem a jedná se především různé typy rankerů. (Rypl, 2011).

Nejrozšířenějším půdním typem v zájmovém území jsou kambizemě. Vyskytují se na svazích v místech, kde nedochází k ovlivnění vodou. Kambizemě jsou z hlediska chemickofyzikálních vlastností závislé na přírodních poměrech, a proto se stávají kyselými. Vlivem kulturních zásahů, jako změny v dřevinné skladbě, docházelo především v nižších polohách na kambizemích k vyplavování půdních koloidů. Živiny byly vyčerpány z vrchních vrstev profilu a došlo ke vzniku podzolované hnědé půdy (Mikulová 2000).

Poměrně velké zastoupení zde mají semihydromorfní půdy, které jsou sezónně zvlhčovány povrchovou vodou. Jedná se o půdy hluboké, převážně kyselé se zhoršenými fyzikálními vlastnostmi (Rypl, 2011).

4. Metodika

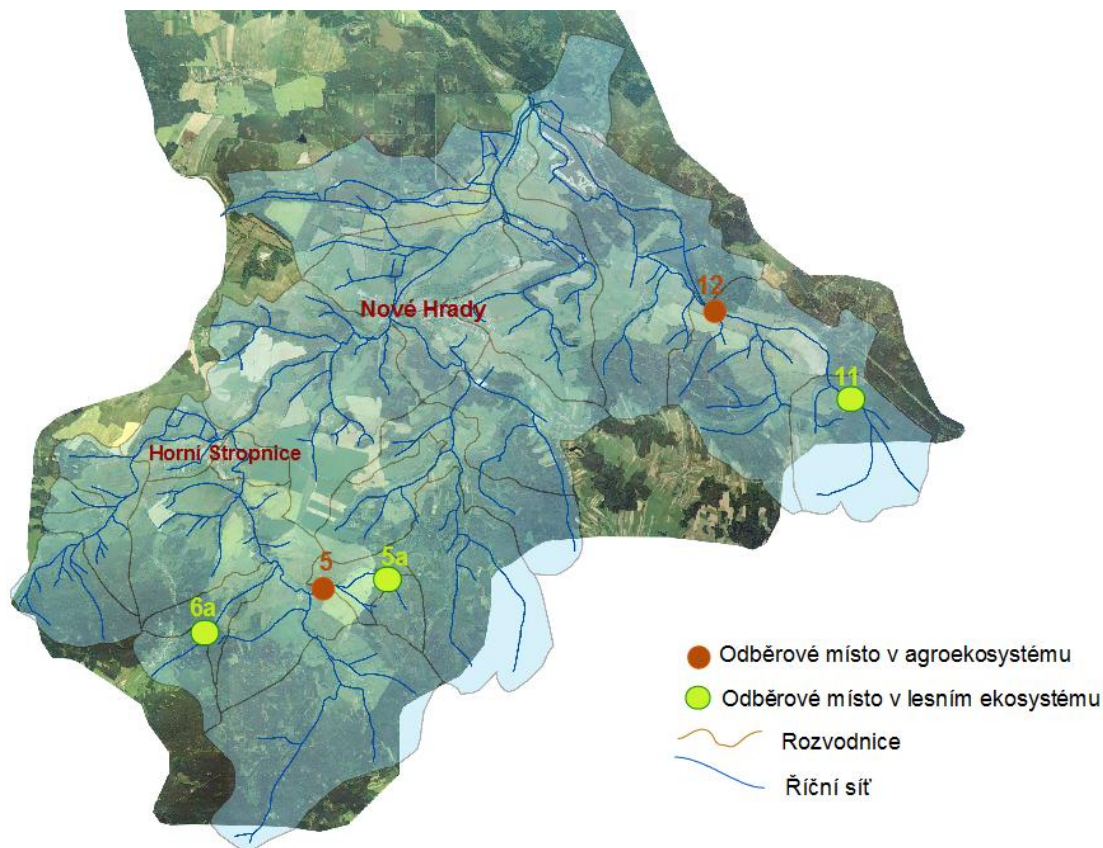
Odběry vzorků ze zájmového území Novohradských hor dlouhodobě probíhají od roku 2001. V zájmovém území probíhají odběry v celé hydrologické síti na 22 odběrových místech. Pro bakalářskou práci byla vybrána kompletní data od roku 2005 až do roku 2010 z pěti odběrových míst charakterizujících odlišné ekosystémy. Historická data byla poskytnuta Laboratoří aplikované ekologie v Českých Budějovicích.

Souhrn odběrových míst (obr. č.1):

- Odběrové místo 5 – dolní uzávěr Váčkového potoka
- Odběrové místo 5a - horní uzávěr Váčkového potoka
- Odběrové místo 6a – horní uzávěr Paseckého potoka
- Odběrové místo 11 – horní uzávěr Vyšenského potoka
- Odběrové místo 12 – dolní uzávěr Nakolického potoka

Na obrázku č. 1 jsou vidět jednotlivé povodí podle digitálního modelového území.

Obr. č. 1 – Zájmové území s odběrovými místy



Souhrnně bylo vybráno pět odběrových míst na čtyřech tocích. Odběrová místa č. 5 a č. 12 se nacházejí v agroekosystémech, ostatní tři odběrová místa (5a, 6a, 11) se nalézají v lesních ekosystémech.

Jednotlivá odběrová místa se od sebe liší typem ekosystému, způsobem využívání, vegetačním složením porostů a podložím.

4.1 Povodí v lesních ekosystémech

V lesních ekosystémech byly sledovány vybrané chemické parametry, kterými jsou konduktivita, pH, Ca^{2+} a SO_4^{2-} .

První lesní ekosystém v okolí Paseckého potoka (č. 6a) je složen ze smrkových monokultur, které se zde nacházejí na nepůvodním místě. Ve smrkové monokultuře se dále objevují fragmenty přirozené jedlové bučiny. Z půdního typu jsou zde zastoupeny především podzolové půdy.

Druhým odběrovým místem protéká Váčkový potok (č. 5a) a nachází se na původní zemědělské půdě. Jedná se tedy o zalesněnou nelesní půdu, kde rostou nepůvodní smrkové monokultury a další nepůvodní dřeviny (viz. kapitola č. 3.3). Hlavním půdním typem zde převažují kambizemě.

Posledním modelovým lesním ekosystémem protéká Vyšenský potok. Odběrové místo (č. 11) je charakteristické rašeliništi s rašelinnými půdami. V této lokalitě rostou borové monokultury s přirozenou borovicí blatkou (viz. kapitola č. 3.2).

4.2 Povodí v agroekosystémech

V agroekosystémech byly sledovány vybrané chemické parametry, konduktivita, pH, Ca^{2+} , NO_3^- a Cl^- . Vzorky byly odebrány na dvou odběrových místech odlišného charakteru, na orné půdě a na vlhké louce.

Prvním modelovým územím v agroekosystému protéká Váčkový potok. Odběrové místo (č. 5) se nachází kolem zemědělské orné půdy. Na orných půdách je vidět, že osevňovací postup se zde zásadně nedodrжуje, neboť složení osevňovacího postupu je velmi chudé. Struktura plodin se skládá pouze z řepky olejné, kukuřice seté a

pšenice seté. Dále jsou půdní zemědělské bloky značně rozsáhlé, a absence remízků s travnatými pásy zvyšují erozi.

Druhým modelovým územím nacházejícím se v agroekosystému protéká Nakolický potok. Ekosystém v odběrovém místě (č. 12) se skládá z vlhkých luk, kde se vyskytují především glejové půdy. Jedná se o lokalitu s dočasně vyšší hladinou podzemní vody. Na lokalitě se nachází řada charakteristických druhů rostlin pro tento ekosystém, jsou jimi například chrastice rákosovitá, ostřice a také vzácný kosatec sibiřský (*Iris sibirica*).

4.3 Odběry a analýza vzorků

Vzorky byly odebírány do dvou litrových PET lahví, které byly označeny podle místa odběru. Vzorky vody byly ihned po odběrech převezeny do laboratoře a uchovány v chladu. Analýzy vzorků byly prováděny v Laboratoři aplikované ekologie v Českých Budějovicích a laboratoři ENKI o. p. s.

Hodnoty konduktivity a pH byly přímo měřeny v nefiltrovaném vzorku pomocí přístroje WTW Multi Lab P5, P4 720. Dále byl vzorek přefiltrován přes GF/C filtr o průměru 0,46 μm .

Kationty Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} a Na^{+} byly stanoveny absorpční metodou atomové spektrometrie na přístroji Varian Spectr AA- 640.

Anionty $\text{NO}_3 - \text{N}$, $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$, Cl^{-} a SO_4^{2-} byly stanoveny průtokovou metodou injekční analýzy a využitím automatického analyzátoru FIAstar^{MT} 5000 FIAstar^{MT} 5012 (FOSS Analytical AB Sweden, 2008).

Výsledná data byla upravována v programu Microsoft Office Excel 2007.

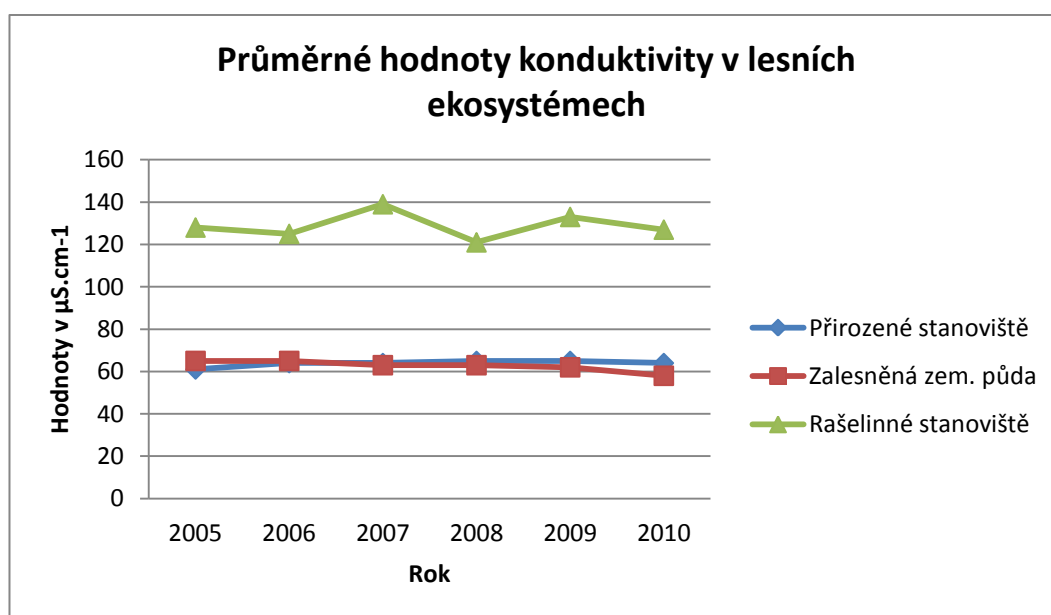
5. Výsledky

5.1 Lesní ekosystémy

Průměrné roční hodnoty vybraných parametrů na horních uzávěrech Paseckého, Váčkového a Vyšenského toku ukazují grafy č.1 – 4.

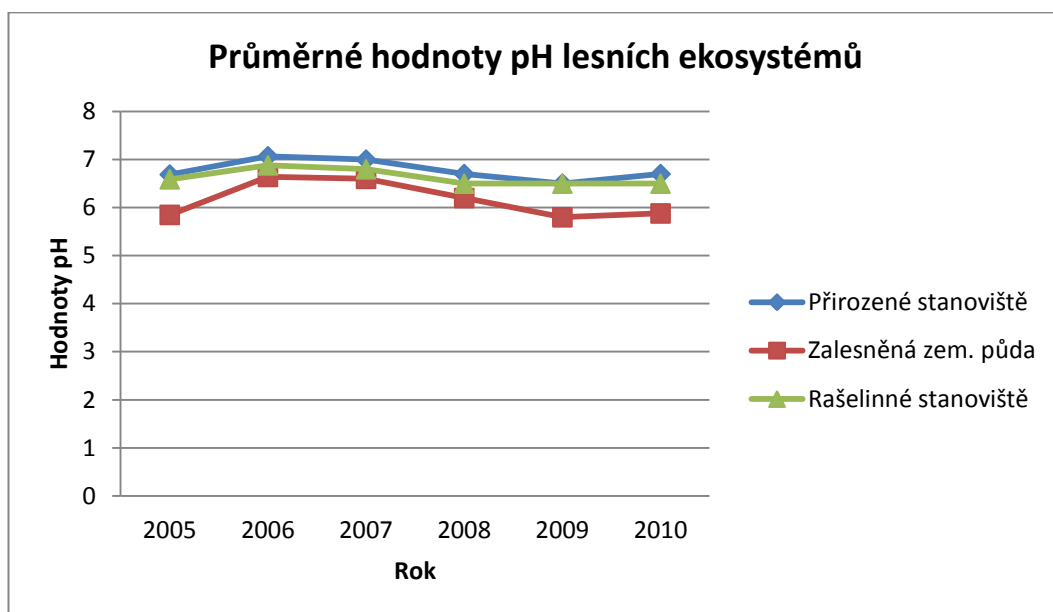
Váčkový potok protéká prostředím zalesněné zemědělské půdy, zatímco Pasecký potok přirozeným lesním stanovištěm. Průměrné hodnoty konduktivity v obou potocích jsou shodné a nevykazují zásadní rozdíly. Konduktivita v těchto potocích se pohybovala okolo $60 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Naopak průměrné hodnoty konduktivity na rašelinném stanovišti, kterým protéká Vyšenský potok, byly dvojnásobné. Hodnoty oscilovaly v rozmezí od $121 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ do $139 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (graf č. 1).

Graf č. 1 - Průměrné hodnoty konduktivity v lesních ekosystémech



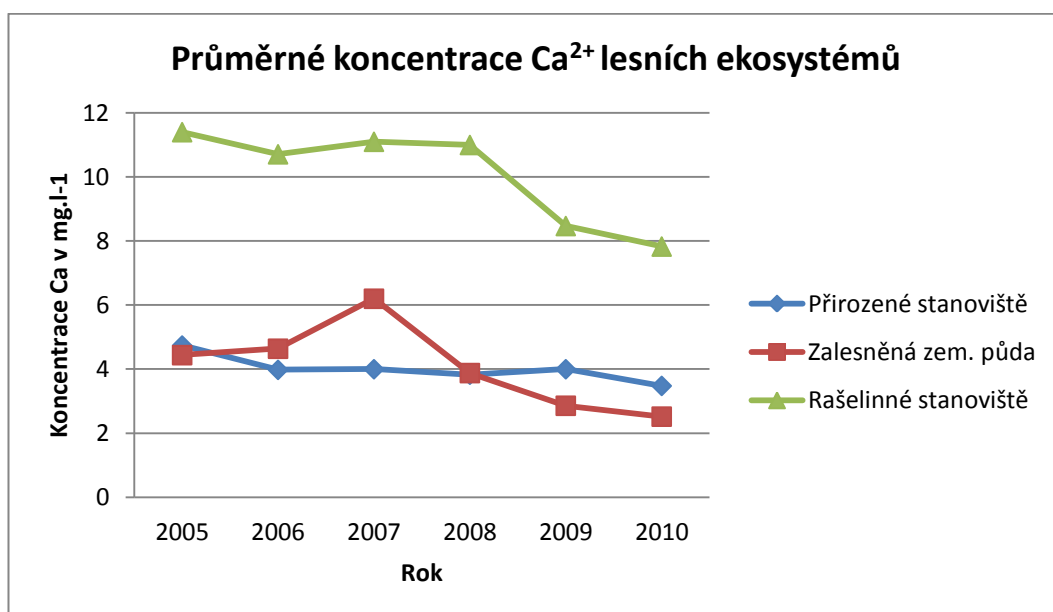
Nejvyšší hodnoty pH má za celé sledované období Pasecký potok. Průměrná hodnota v roce 2006 dosahovala 7,07 a nejnižší 6,5 v roce 2009. Nejnižší pH bylo ve Váčkovém potoce. V roce 2006 průměrné hodnoty pH dosahovaly 6,6 a v roce 2009 nejnižší 5,8. Průběh hodnot pH se pohyboval na všech stanovištích shodně (graf č. 2).

Graf č. 2 - Průměrné hodnoty pH v lesních ekosystémech



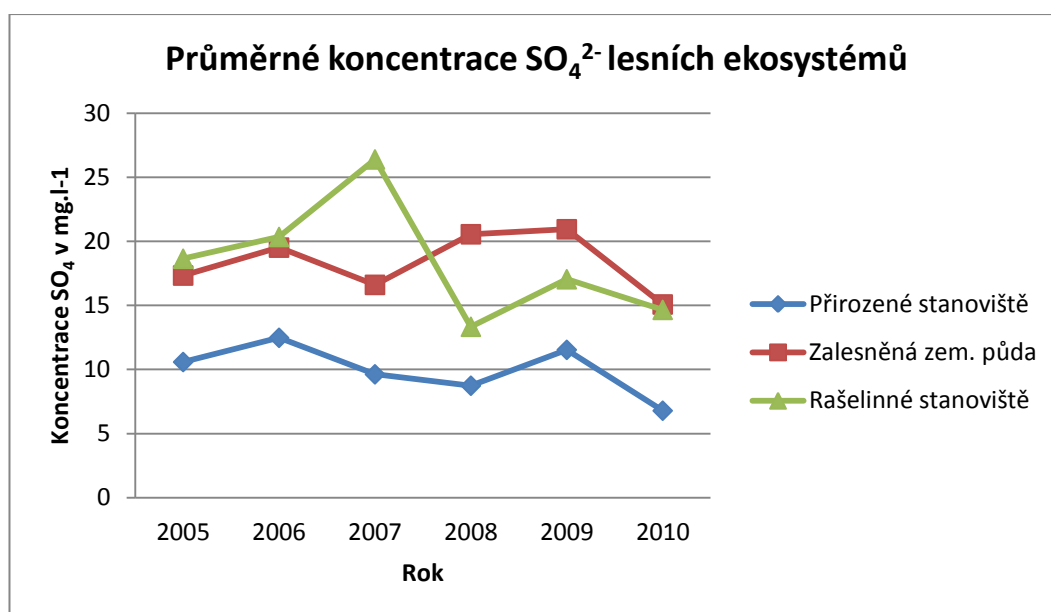
Průměrné roční koncentrace vápníku v Paseckém potoce se stále pohybovaly okolo 4 mg.l^{-1} . Průměrné koncentrace ve Váčkovém potoce mírně narůstaly do roku 2007 na $6,2 \text{ mg.l}^{-1}$. V následujících letech se koncentrace snižovala do roku 2010 na $2,52 \text{ mg.l}^{-1}$. Vyšenský potok měl hodnoty vápníku téměř trojnásobné. V prvním sledovaném roce dosahovala koncentrace $11,4 \text{ mg.l}^{-1}$. V následujících letech se koncentrace nerovnoměrně snižovaly až do roku 2010 na $7,83 \text{ mg.l}^{-1}$ (graf č. 3).

Graf č. 3 - Průměrné koncentrace vápníku v lesních ekosystémech



Poslední graf č. 4 ukazuje průměrné koncentrace síranů v lesních ekosystémech. Průměrné koncentrace v Paseckém a Váčkovém potoce měly obdobný průběh. Koncentrace v Paseckém potoce se pohybovaly okolo 10 mg.l⁻¹ a ve Váčkovém potoce okolo 18 mg.l⁻¹. Ve Vyšenském potoce od roku 2005 průměrné koncentrace síranů narůstaly do roku 2007 na 26,4 mg.l⁻¹. Následující rok sírany poklesly nejnižší na 13,34 mg.l⁻¹. V posledních třech letech se koncentrace pohybovaly mezi Paseckým a Váčkovým potokem okolo 15 mg.l⁻¹.

Graf č. 4 - Průměrné koncentrace síranů v lesních ekosystémech



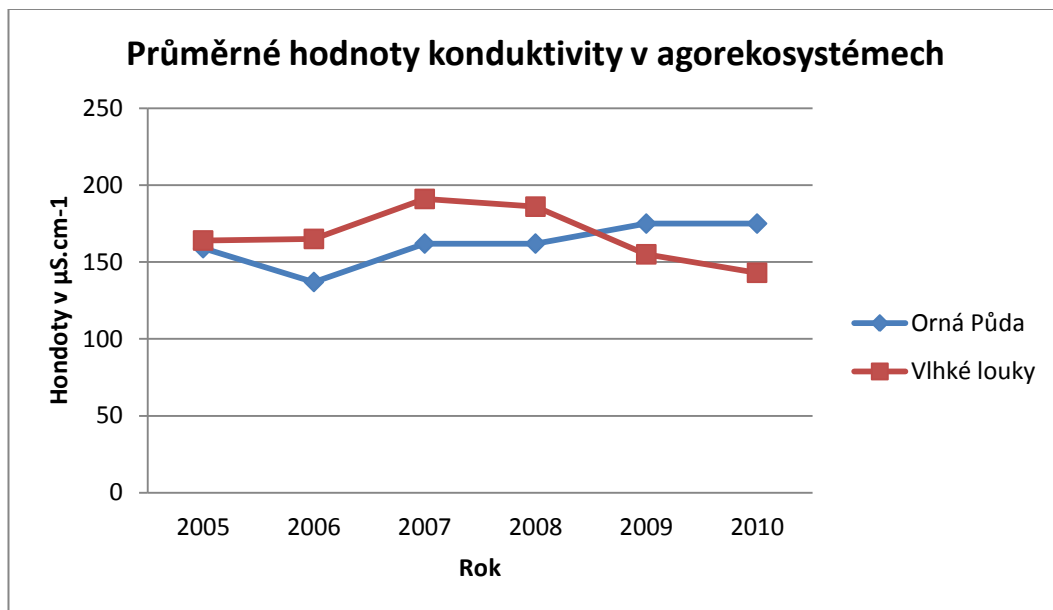
5.2 Agroekosystémy

Průměrné roční hodnoty vybraných parametrů na spodních uzávěrech Váčkového potoku a Nakolického potoku ukazují následující grafy č.5 – 9.

Nejnižší průměrná konduktivita (137 μS.cm⁻¹) ve Váčkovém potoce, který protéká ornou půdou, byla naměřena v roce 2006. V následujících letech průměrné hodnoty mírně narůstaly do roku 2009 na 175 μS.cm⁻¹. V posledním sledovaném roce byla konduktivita na totožné hodnotě. Nakolický potok, který protéká vlhkými loukami, měl průměrné hodnoty konduktivity do roku 2008 vyšší. Nejvyšší průměrná naměřená hodnota byla 191 μS.cm⁻¹ v roce 2007. Následující roky měla konduktivita snižující se tendenci a v roce 2008 se hodnoty vyměnily s Váčkovým potokem.

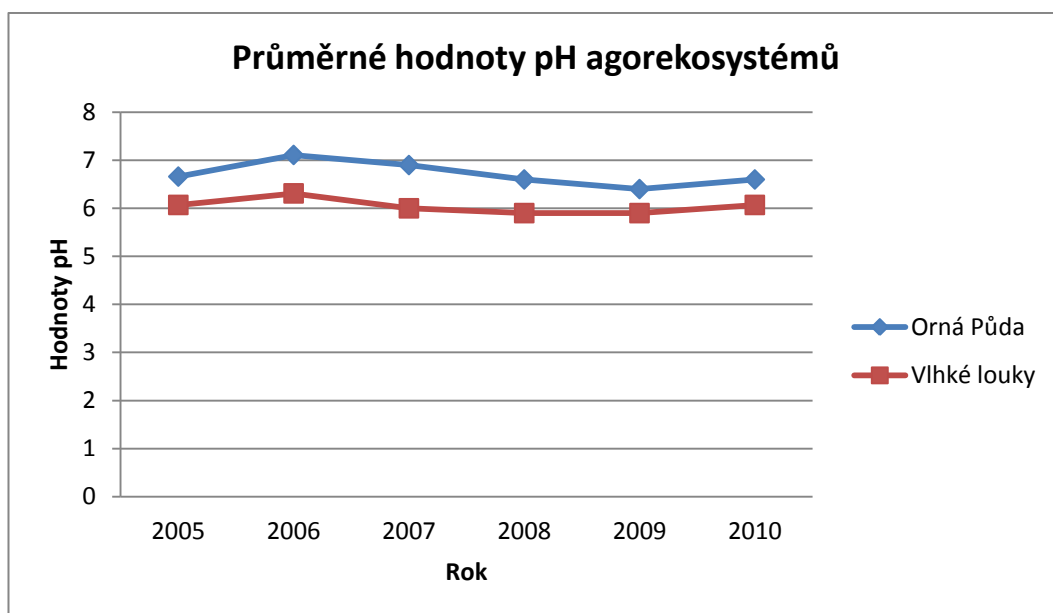
Nakolický potok dosáhl v roce 2010 nejnižší průměrné hodnoty $143 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (graf č. 5).

Graf č. 5 - Průměrné hodnoty konduktivity v agroekosystémech



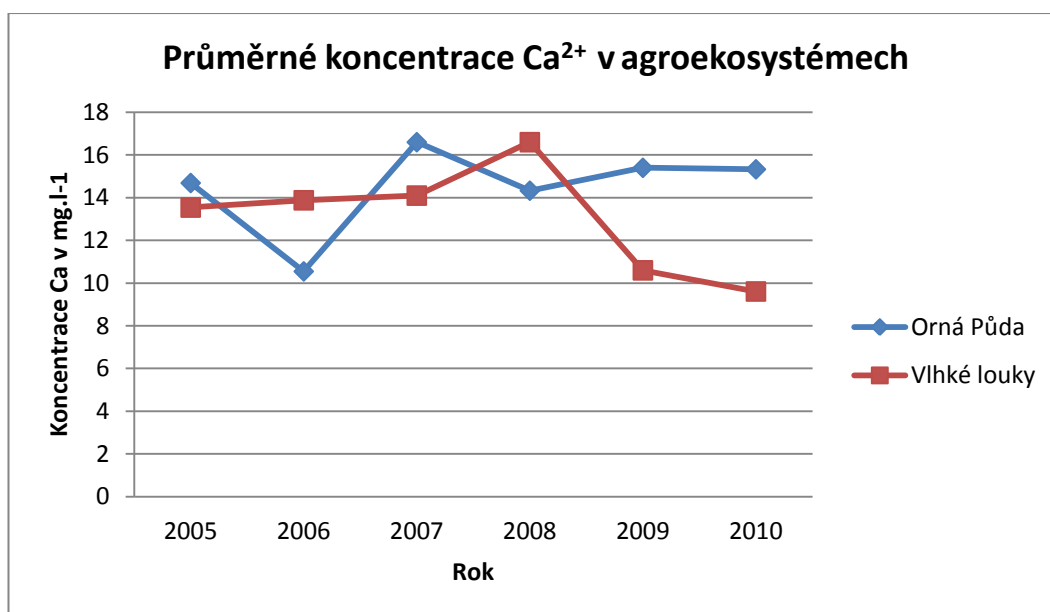
Ve Váčkovém potoce byla v roce 2006 nejvyšší průměrná hodnota pH 7,1. Nejnižší pH 6,4 bylo dosaženo v roce 2009. Nakolický potok měl hodnoty pH nižší. Nejvyšší pH bylo dosaženo též v roce 2006 na 6,3 a nejnižší v letech 2008 – 2009 na 5,9. Průběh hodnot pH byl na obou lokalitách shodný (graf č. 6).

Graf č. 6 - Průměrné hodnoty pH v agroekosystémech



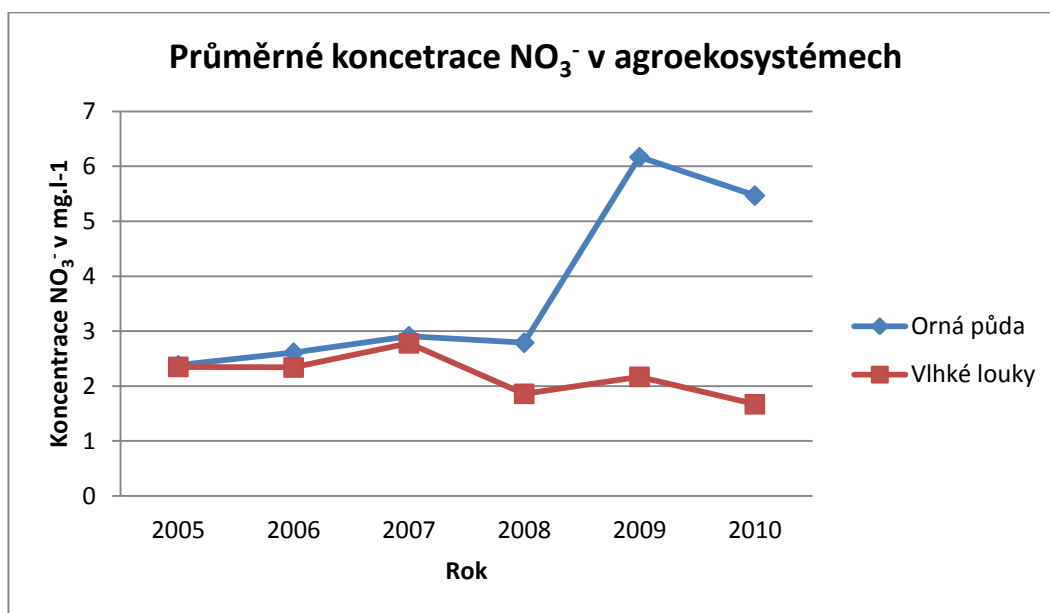
Průměrné koncentrace vápníku ve Váčkovém potoce měly nerovnoměrný průběh. V roce 2006 byla průměrná koncentrace nejnižší 10,55 mg.l⁻¹ a následující rok byla nejvyšší 16,6 mg.l⁻¹. V nadcházejících letech se koncentrace vápníku pohybovaly okolo 15 mg.l⁻¹. V Nakolickém potoce se průměrné koncentrace vápníku v letech 2005 – 2007 pohybovaly okolo hodnoty 15 mg.l⁻¹. V roce 2008 průměrná koncentrace vzrostla nejvýš na 16,6 mg.l⁻¹. V následujících letech koncentrace klesala k nejnižší hodnotě 9,61 mg.l⁻¹ v roce 2010 (graf č. 7).

Graf č. 7 - Průměrné koncentrace vápníku v agroekosystémech



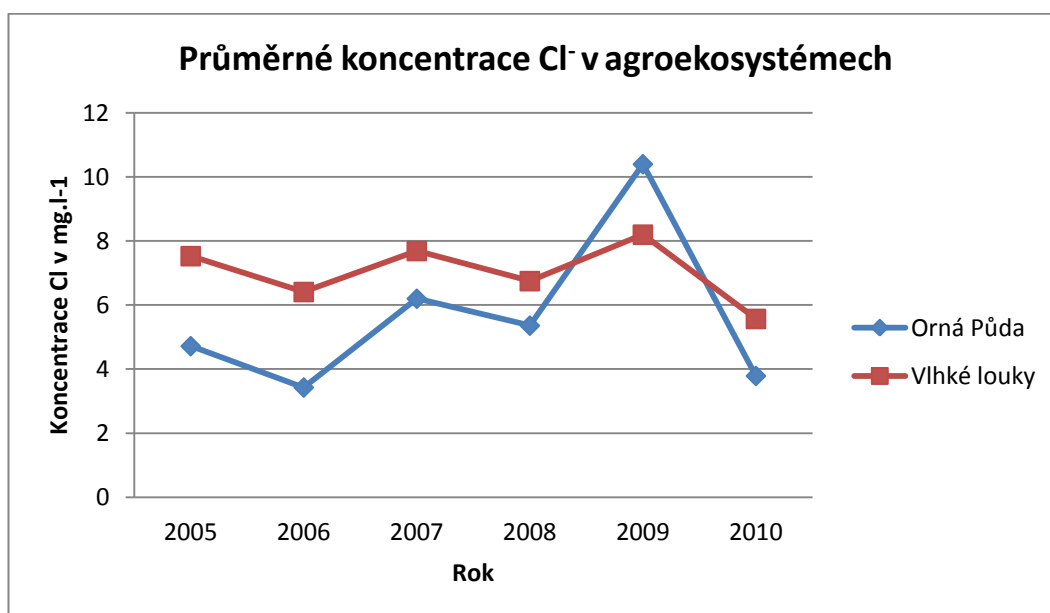
Průměrné koncentrace vápníku se pohybovaly v obou potocích do roku 2007 kolem 2,8 mg.l⁻¹. Průměrná koncentrace ve Váčkovém potoce však v roce 2008 náhle stoupla na nejvyšší hodnotu 6,17 mg.l⁻¹, aby následující rok poklesla na 5,47 mg.l⁻¹. V Nakolickém potoce průměrné koncentrace kolísaly bez výrazných výkyvů v rozmezí 1,67 mg.l⁻¹ až 2,78 mg.l⁻¹ (graf č. 8).

Graf č. 8 - Průměrné koncentrace dusičnanů v agroekosystémech



Průměrné koncentrace chloridů v Nakolickém potoce pravidelně oscilovaly v rozmezí hodnot 5,57 mg.l⁻¹ a 8,2 mg.l⁻¹. Ve Váčkovém potoce průměrné koncentrace nepravidelně stoupaly od roku 2006 z 3,43 mg.l⁻¹ do roku 2009 na 10,4 mg.l⁻¹. Do roku 2008 byly průměrné koncentrace chloridů v nižších hodnotách, avšak v roce 2009 vzrostly na vyšší koncentraci. V Následujícím sledovaném roce došlo k náhlému poklesu průměrné koncentrace na 3,79 mg.l⁻¹ (graf č. 9).

Graf č. 9 - Průměrné koncentrace chloridů v agroekosystémech



6. Diskuze

6.1 Lesní ekosystémy

Změnou půdního chemismu, respektive acidifikací prostředí, se zabývá Hruška a Cienciala (2002). Autoři uvádí, že v přírodních podmínkách střední Evropy dochází k přirozené acidifikaci prostředí. Proces okyselování je důsledkem tvorby organických kyselin, ke kterému dochází v lesních půdách při rozkladu organických látek, hlavně v opadu a povrchovém humusu. Vzniklé organické kyseliny na sebe poutají bazické kationty, které jsou v půdách mobilní a účastní se neutralizace organických kyselin. Acidifikace narůstá též z antropogenních důvodů kyselé depozice a nevhodného obhospodařování lesů.

Předpokládala jsem, že ze všech tří zkoumaných potoků v lesních ekosystémech, bude mít nejnižší pH Vyšenský potok, který protéká rašelinným stanovištěm. Z mého šetření ale vyplývá, že nejnižší pH povrchových vod má Váčkový potok, který protéká smrkovou monokulturou. Předpokládané nejnižší pH ve Vyšenském potoce se tak neprokázalo. Lellák a Kubíček (1992) vysvětlují, že vyšší hodnoty pH 5 – 6 mají slatiniště, která vznikají zazemněním vodních ploch a jsou napájeny podzemní vodou. Z map České geologické služby vyplývá, že Vyšenský potok protéká rašeliništěm slatinným, což vysvětluje vyšší pH v potoce. Z šetření dále vyplývá, že Vyšenský potok má nejvyšší hodnoty konduktivity, což potvrzuje Józsa a kol. (2004), který říká, že slatiniště je charakteristické úhlově černou půdou, větším množstvím minerálních látek a menší schopností zadržovat vodu.

Zcela nejnižší pH 5,8 bylo naměřeno na zalesněném původně zemědělském stanovišti ve Váčkovém potoce. Kacálek a kol. (2007) publikují, že k vyšší acidifikaci dochází právě u jehličnatých monokultur díky významnější akumulaci nadložního humusu. Dále se na stanovišti, kterým protéká Váčkový potok, nachází hlubinné kyselé horniny (granodiority). Půdním typem je kambizem. Podle Ledviny a kol. (2000) mají kambizemě kyselou reakci a sorpční komplex je výrazně nenasycený.

Hruška a kol. (2009) doplňuje, že k okyselování může docházet deštěm, který vyplavuje bazické kationty z hornin. Jelikož kyselé horniny obsahují malé procento bazických kationtů, prvky v hornině jsou vázány v minerálech a musí se nejprve pomalým zvětráváním uvolnit, a dále přejít do iontově výměnného komplexu půdy.

Srážkové vody patří mezi významné plošné zdroje znečištění povrchových vod. Singer a kol. (1996) vysledoval, že podkorunové srážky borovice na Mt. Carmel obsahují dvakrát více síry než podkorunové srážky v dubovém porostu. Pravděpodobně v důsledku specifitějšího povrchu borovicových jehlic.

Stejně měření podkorunových srážek s půdním roztokem probíhalo i v mladém porostu borovice a smíšeném borovicodubovém lese v Berlíně. Před rokem 1990 byly naměřeny hodnoty SO_4^{2-} 1,5 – 2,1 kmol ha⁻¹ a⁻¹, které byly považovány za nejvyšší zjištěné koncentrace v Evropě. V letech 1990- 1992 prudce poklesly na 0,7 kmol ha⁻¹ a⁻¹ a snižovaly se až do roku 1995. Hodnoty většiny prvků měly obdobný průběh. Výjimkou byly minerální N sloučeniny, které se snížily pouze o 30%. Vzhledem ke snížení koncentrací SO_4^{2-} a zvýšení zásaditosti se kyselost dostala do podloží, což znamená, že acidifikace půdy pokračuje i přes silný pokles kyselé depozice (Marschner et al., 1998). Okyselování půd probíhalo přes výrazné snížení kyselého spadu i v České republice, což potvrzuje Vacek et al. (1994).

Z výsledků lze usoudit, že smíšený přirozený les má příznivý vliv na chemismus povrchových vod, což se potvrzuje u Paseckého potoka. Smíšený les je odolný proti koncentracím síranům, neboť obsahuje dostatečný podíl listnatého porostu.

Do smrkových monokultur bych navrhovala vysadit listnatý přirozený porost, který by zmírnil acidifikaci povrchových vod a prostředí. K zatížení sírany v lesních porostech nedochází, neboť imisní limit pro povrchové vody je 300 mg.l⁻¹.

6.2 Agroekosystémy

V Nakolickém potoce se vyskytovala vyšší konduktivita než v orné půdě ve Váčkovém potoce. Ripl a kol. (1996) vysvětluje ztrátu minerálních iontů rozkladnými procesy v půdě, mezi které patří mineralizace organických látek, při níž vznikají silné kyseliny. Zrychlení mineralizačních procesů nastává za aerobních podmínek v půdě. V důsledku střídavého zaplavování a vysoušení půdy dochází ke zrychlenému rozkladu organických látek v půdě, k okyselování a ztrátám látek. Při kolísání obsahu vody v půdě se uvolňuje CO_2 a do vody se dostávají alkálie a později i další látky. Půda postupně postrádá minerální ionty s živinami, které jsou vodami odnášeny (Pokorný, 2011).

Pitter (2009) uvádí rozmezí konduktivity povrchové vody od 50 až 500 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Lellák a Kubíček (1992) doplňují, že vodivost vody odpovídá koncentraci látek bez možnosti určení jejich původu a druhu. Před zásahy člověka v krajině dosahovala konduktivita povrchových vod 10 – 30 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, odtok dusíku byl okolo 50 – 300 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Konduktivita postupně stoupala na 150 – 300 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a odtok dusíku z krajiny vzrostl pětinasobně (Ripl, 2003). V oblastech, kde jsou zachované přírodní podmínky, jsou zpravidla nižší koncentrace rozpuštěných látek. Fungující ekosystém zadržuje látky v systému, recirkuluje a snižuje látkové ztráty. Zvyšování koncentrací rozpuštěných látek v povrchových vodách je zpravidla důsledek zásahu člověka hospodářského v krajině (Pechar a kol., 2008).

Z mého výzkumu vyplývá, že výrazný rozdíl mezi průměrnými koncentracemi horního profilu Váčkového potoka (5a) a dolního profilu (5) je patrný u vybraných parametrů. V dolním odběrovém místě se průměrná konduktivita více než zdvojnásobila z 65 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na 175 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Nakolický potok dosahuje až 191 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Jelikož je z grafů patrné větší množství iontů, lze předpokládat vyšší hodnoty konduktivity. Před zásahy člověka v krajině dosahovala konduktivita povrchových vod 10 – 30 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, odtok dusíku byl okolo 50 – 300 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$.

Zpráva komise Radě a Evropskému parlamentu (2010) informovala, že v období let 2004 – 2007, pocházelo více než 50% dusíkatých látek v povrchových vodách ze zemědělské činnosti. Za mezní hodnotu dusičnanů v pitné vodě se udává 50 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Hartman a kol. (1998), uvádí typickou hodnotu dusičnanů v tocích ČR od 0,2 – 10 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Ve Váčkovém potoce obsah dusičnanů dosáhl nejvýš 6,17 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a v Nakolickém potoce 2,78 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Vyšší koncentrace dusičnanů ve Váčkovém potoce by mohly být důsledkem organického hnojení orné půdy.

Koncentrace chloridů v Nakolickém potoce byly vyšší než ve Váčkovém potoce. Vyšší koncentrace chloridů mají převážně antropogenní původ. Zdrojem mohou být odpady ze zemědělství nebo hnojení půd. Při infiltraci vody se chloridy zadržují v půdě jen nepatrně (Pitter, 2009). V Nakolickém potoce činila nejvyšší naměřená koncentrace 8,2 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Imisní standard přípustného znečištění dle Nařízení vlády 229/2007 Sb., je 250 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, proto lze konstatovat, že zde nedochází k zatížení povrchové vody.

Z naměřených hodnot v agroekosystémech vyplývá, že stanoviště, kterými protékají potoky, nejsou zásadně zatížené antropogenní činností. Nakolický potok lze

zařadit od I. třídy jakosti vod. Váčkový potok dosáhnul vyšších hodnoty dusičnanů, proto se zařazuje do III. jakostní třídy. Navrhovala bych, aby se na orné půdě změnil osevní postup, díky kterému by se zachoval příznivý chemismus povrchových vod.

Správný osevní postup by měl obsahovat víceleté jetelotravní směsky, které se řadí mezi zlepšující pícniny. Zlepšují půdní strukturu a obohacují půdu o vysoké dávky dusíku (např. vojtěška o 300 až 550 kg N/ha za rok). Kořenové a strništní zbytky jsou dále kvalitním zdrojem humusotvorného materiálu. Dalším předpokladem pro správný osevní postup je co nejširší uplatňování meziplodin. Meziplodiny zmenšují vymývání nitrátů do hlubších vrstev půdy, zabraňují odnášení a zasolení půdy. Nejdůležitější zásadou je dodržování a střídání plodin. Plodiny musí odpovídat stanovištním podmínkám. Aby byl osevní postup ekologicky a ekonomicky stabilní, struktura plodin by se měla skládat z více jak 25 % leguminóz, 20 – 60% meziplodin a do 60 % obilovin. Zájmové území se nachází ve výrobní oblasti bramborářské a patří do méně příznivých oblastí. LFA oblasti jsou hospodářsky méně výnosné, a proto je zde výhodné hospodařit ekologickým způsobem a využívat půdu jako trvalé travní porosty.

7. Závěr

Cílem práce bylo zjistit závislost vybraných aniontů a kationtů v povrchových vodách na lesních a zemědělsky obhospodařovaných ekosystémech. V zájmovém území byly vybrány tři dílčí potoky protékající lesním ekosystémem a dva potoky agroekosystémem.

Chemismus povrchových vod ovlivňují přírodní podmínky a lidská činnost. To bylo ověřeno i v této práci. Z výsledků chemismu povrchových vod je patrné, že čím více se složení lesů blíží přirozené vegetaci, tím je ekosystém stabilnější z hlediska acidifikace vod. Překvapivé výsledky ukázal Váčkový potok, který protéká zalesněnou zemědělskou půdou. Vyšší koncentrace síranů a smrkové monokultury způsobují výraznou acidifikaci potoka, více než ve vodě z rašelinného stanoviště.

V agroekosystémech překvapivých výsledků dosáhnul Váčkový potok, který protéká ornou půdou, oproti Nakolickému potoku, který protéká vlhkými loukami, měl Váčkový po delší dobu nižší konduktivitu a aniont Cl^- . Z výsledků vyplývá, že i když voda protéká obhospodařenějším prostředím, nedochází k jejímu závažnějšímu zatížení a nepřekračuje limity pro pitnou vodu.

8. Použitá literatura

Akční program nařízení vlády č. 262/2012 Sb. podle směrnice Rady 91/676/EHS. *EAGRI: Životní prostředí* [online]. Ministerstvo zemědělství, 2013 [cit. 2013-04-03]. Dostupné z: <http://eagri.cz/public/web/mze/zivotni-prostredi/ochrana-vody/nitratova-smernice/akcni-program-narizeni-vlady-c-262-2012.html>

BÍBA, Milan, Zdeněk VÍCHA a Zuzana OCEÁNSKÁ. Chemismus vody drobných vodních toků ve vodohospodářsky významných lesních oblastech ČR. *Zprávy lesnického výzkumu* [online]. 2007, roč. 52, 2/2007, s. 132-137 [cit. 2013-04-03]. Dostupné z: http://www.vulhm.cz/sites/File/vydavatelska_cinnost/zpravy_lesnickeho_vyzkumu/iv_2007_02.pdf

BODLÁK, L., M. HAIS, Z. SÝKOROVÁ a L. HAVELKA. *Ekosystémové služby říční nivy: Sborník příspěvků z konference Třeboň 28. – 30. 4. 2008* [online]. Ústav systémové biologie a ekologie AV ČR, v.v.i, 2008 [cit. 2013-04-02]. ISBN 978-80-254-1834-5. Dostupné z: www.mze-vyzkum-infobanka.cz/DownloadFile/54151.aspx

CUDLÍN, P. et al *Retrospective evaluation of the response of montane ecosystems to multiple stress*. Bratislava: Ekológia, 2000.

ČERNÝ, Zdeněk, Theodor LOKVENC a Jindřich NERUDA. *Zalesňování nelesních půd*. Praha: Institut výchovy a vzdělávání MZe ČR, 1995, 55 s. ISBN 8071050938.

Česká republika. Zákon č. 254/2001 ze dne 28. června 2001 o vodách. In: *Sbírka zákonů České republiky*. 2001.

Česká republika. Zákon č. 289/1995 ze dne 3. listopadu 1995 o lesích. In: *Sbírka zákonů České republiky*. 1995.

DIVIŠ, Marián. *Monitorování vod* [online]. SPŠ Karviná, 2008 [cit. 2013-04-01]. Dostupné z: http://www.spsarvina.cz/web/uploady/File/chemie/Monitoring_vod.pdf

DOSTÁL, Jiří, Jan HABERLE, Jan KLÍR, Lada KOZLOVSKÁ, Tomáš KVÍTEK a Pavel RŮŽA. *Zásady správné zemědělské praxe zaměřené na ochranu vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů*. Praha: ÚZPI, 2003, 44 s. ISBN 8070842687.

FORMAN, Richard T a Michel GODRON. *Krajinná ekologie*. Praha: Academia, 1993, 583 s. ISBN 8020004645.

GAEC: Podmínky DOBRÉHO ZEMĚDĚLSKÉHO A ENVIROMENTÁLNÍHO STAVU. Praha: Ministerstvo zemědělství, 2010.

HARTMAN, P., I. PŘIKRYL a E. ŠTĚDROVSKÝ. *Hydrobiologie*. Praha: Informátorium Praha, 1998.

HATLAPATKOVÁ, Lenka. *Rychlost obnovy lesního prostředí po zalesnění marginálních zemědělských pozemků* [online]. Praha, 2011 [cit. 2013-04-01]. Dostupné z: dl.webcore.czu.cz/file/VWtraTdMUnJnK289. Doktorská disertační práce. Česká zemědělská škola v Praze.

HETEŠA, Jiří a Eva KOČKOVÁ. *Hydrochemie*. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 1997, 95 s., nestr. příl. ISBN 8071572896.

HORÁKOVÁ, Marta, Peter LISCHKE a Alexander GRÜNWARD. *Chemické a fyzikální metody analýzy vod*. Praha: Státní nakladatelství technické literatury, 1986, 389 s.

HORÁKOVÁ, Marta. *Analytika vody*. 2. oprav. a rozš. vyd. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2007, 335 s. ISBN 978-80-7080-520-6.

HRUŠKA, J., J. MAJER a D. FOTTOVÁ. Vliv kyselé depozice na chemismus povrchových vod v Krkonoších. *Opera Corcontica* [online]. 2006, č. 43, s. 95-110 [cit. 2013-04-03]. ISSN 80-86418-06-5 -- 16. Dostupné z: <http://opera.krnep.cz/pdf/43/oc43-6.pdf>

HRUŠKA, Jakub a Emil CIENCIALA. *Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd - limitující faktory současného lesnictví* [online]. Ministerstvo zemědělství, 2002 [cit. 2013-04-03]. ISBN 80-721-2190-1. Dostupné z: [http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/C946CBFF37E50B1BC12570F200493224/\\$file/A_CIDIFIKACE_web.pdf](http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/C946CBFF37E50B1BC12570F200493224/$file/A_CIDIFIKACE_web.pdf)

HRUŠKA, Jakub a Jiří KOPÁČEK. *Kyselý déšť stále s námi – zdroje, mechanismy, účinky, minulost a budoucnost* [online]. Ministerstvo životního prostředí, 2005 [cit. 2013-04-01]. 05. Dostupné z: [http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/DC21A4C7F0AFAD0AC1257081001AA6B7/\\$file/planeta_web.pdf](http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/DC21A4C7F0AFAD0AC1257081001AA6B7/$file/planeta_web.pdf)

HRUŠKA, Jakub, Filip OULEHLE, Pavel KRÁM a Irena SKOŘEPOVÁ. Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy 2. Vliv depozic síry a dusíku na půdy a lesy. *Živa* [online]. 2009, 3/2009, s. 141-144 [cit. 2013-04-03]. Dostupné z: <http://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/ucinky-kyseleho-deste-na-lesni-a-vodni-ekosystemy.pdf>

CHAPIN, F. Stuart, Pamela A. MATSON a Harold A. MOONEY. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. New York: Springer, c2002, xiv, 436 p. ISBN 03-879-5443-0.

CHAPIN, F, Pamela MATSON a Harold A MOONEY. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. 1st ed. New York: Springer, 2002, 436 s. ISBN 0387954430.

JIRÁČEK, Jan. *Průvodce lesy jižních Čech*. České Budějovice: KOPP, 1998, 195 s. ISBN 8072320084.

JÓŽA, Miroslav a Pavel VONIČKA. *Jizerskohorská rašeliniště*. 1. vyd. Liberec: Jizersko-ještědský horský spolek, 2004. ISBN 80-903252-3-8.

JŮVA, Karel, Antonín HRABAL a Václav TLAPÁK. *Malé vodní toky*. 1. vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 1984, 253 s.

KACÁLEK, D., J. BATROŠ. *Současné trendy v pěstování lesů: výroční mezinárodní seminář pracovišť zabývajících se pěstováním lesů v České a Slovenské republice : v Kostelci nad Černými lesy, 16. a 17. září 2002*. 1. vyd. Editor Vilém Podrázský, Jaroslav Karas. V Praze: Česká zemědělská univerzita, Lesnická fakulta, 2002, 30 s. ISBN 80-213-0938-5.

KACÁLEK, D., J. NOVÁK, O. ŠPULÁK, V. ČERNOHOUS a J. BARTOŠ. Přeměna půdního prostředí zalesněných zemědělských pozemků na půdní prostředí lesního ekosystému – přehled poznatků. *Zprávy lesnického výzkumu* [online]. 2007, roč. 52, 4/2007, s. 334-339 [cit. 2013-04-03]. ISSN 0322-9688. Dostupné z: http://vulhm.opocno.cz/download/no_zlv_04_07_334.pdf

KALACĚ, Pavel. *Chemie životního prostředí*. 2., dopl. vyd. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta, 2010, 171 s. ISBN 9788073942328.

KREŠL, Jiří. *Hydrologie*. Vyd. 1. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 2001, 125 s. ISBN 8071575135.

KUBEŠ, Jan. *Krajina Novohradských hor: fyzicko-geografické složky krajiny*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 2004, 160 s. ISBN 8070407573.

KUBEŠ, Jan. *Krajina Novohradských hor: fyzicko-geografické složky krajiny*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 2004, 160 s. ISBN 8070407573.

KVÍTEK, Tomáš, Jiří GERGEL a Gabriela KVÍTKOVÁ. *Využití a ochrana vodních zdrojů*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 2005, 169 s. ISBN 80-704-0773-5.

KVÍTEK, Tomáš. *Využití a ochrana vodních zdrojů*. Č. Budějovice: ZF JU, 2005, 169 s. ISBN 8070407735.

LEDVINA, Rostislav, Jan HORÁČEK a Marie ŠINDELÁŘOVÁ. *Geologie a půdoznalství: Interní studijní text pro I. ročníky studijních oborů "Všeobecné zemědělství" a "Pozemkové úpravy a převody nemovitostí"*. České Budějovice: ZF JU, 2000.

LELLÁK, Jan a František KUBÍČEK. *Hydrobiologie*. 1. vyd. Praha: Karolinum, 1992, 256 s. ISBN 8070665300.

MAJER, V. et al *Kritické zátěže kyselými emisemi a mobilizace stopových kovů v suchozemských ekosystémech České republiky*. Věstník českého geologického ústavu, 1995.

MANAHAN, Stanley E. *Fundamentals of environmental chemistry*. 3rd ed. Boca Raton: CRC Press, c2009, xxviii, 1233 p. ISBN 14-200-5267-5.

MARSCHNER, Bernd, Andreas GENSIOR a Uwe FISCHER. *Geoderma. Response of soil solution chemistry to recent declines in atmospheric deposition in two forest ecosystems in Berlin, Germany* [online]. 1998 [cit. 2013-04-02]. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706197001390>

MIKULOVÁ, L., I. VOTŘELOVÁ, V. LEIFROVÁ a P. HORN. *Regionální oborový dokument ochrany přírody a krajiny pro území Přírodního parku Novohradské hory*. České Budějovice: LesInfo, 2000.

Ministerstvo zemědělství. *Akční program nařízení vlády č. 262/2012 Sb. podle směrnice Rady 91/676/EHS* [online]. Praha: Ministerstvo zemědělství, 2013 [cit. 2013-04-01]. Dostupné z: <http://eagri.cz/public/web/mze/zivotni-prostredi/ochrana-vody/nitratova-smernice/akcni-program-narizeni-vlady-c-262-2012.html>

Ministerstvo zemědělství. *Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2011* [online]. Praha, 2012 [cit. 2013-04-03]. ISSN 978-80-7434-063-5. Dostupné z: <http://eagri.cz/public/web/mze/lesy/publikace-a-dokumenty/lesnictvi/zprava-o-stavu-lesa-2011.html>

MOLDAN, Bedřich. *Podmaněná planeta*. Vyd. 1. Praha: Karolinum, 2009, 419 s. ISBN 9788024615806.

Nařízení vlády č. 229/2007 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. In: *Sbírka zákonů* 18. 7. 2007. ISSN 1211-1244

NĚMEC, Jan et al. *Voda v České republice*. Praha: pro ministerstvo zemědělství vydal Consult, 2006. ISBN 80-903-4821-1.

Ochrana vody a hospodaření s ní. In: *GAEC: Podmínky DOBRÉHO ZEMĚDĚLSKÉHO A ENVIROMENTÁLNÍHO STAVU*. Praha: Ministerstvo zemědělství, 2010.

PAPÁČEK, Miroslav. *Biodiverzita a přírodní podmínky Novohradských hor II: Biodiversity and environmental conditions of the Novohradské mountains II : book of paper*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, 2003, 221 s. ISBN 8070406577.

PAPÁČEK, Miroslav. *Biota Novohradských hor: modelové taxony, společenstva a biotopy*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 2004, 304 s. ISBN 8070407565.

PECHAR, L., I. CHMELOVÁ, L. BODLÁK, J. ŠULCOVÁ a L. KR ÖPFELOVÁ. *Změny v chemismu povrchových vod Třeboňska a Novohradska v posledních 20. letech - vliv "land-use" v povodí*. České Budějovice: ZF JU, 2008, s. 18. ISBN 9788073941239.

PITTER, Pavel. *Hydrochemie*. 4. aktualiz. vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 2009, 579 s. ISBN 9788070807019.

POKORNÝ, Daniel et al. *Informační systém Voda České republiky: průvodce aplikacemi v gesci Ministerstva zemědělství* [online]. Praha: Ministerstvo zemědělství, 2008 [cit. 2013-04-01]. ISSN 978-80-7084-667-4. Dostupné z: http://eagri.cz/public/web/file/21661/Informacni_portal_VODA_web.pdf

POKORNÝ, Daniel et al. *Zpráva o stavu vodního hospodářství České republiky v roce 2011* [online]. Praha: Ministerstvo zemědělství ČR, 2012 [cit. 2013-04-01]. ISSN 978-80-7434-038-3. Dostupné z: http://eagri.cz/public/web/file/171287/Modra_zprava_2011_web_10_9..pdf

POKORNÝ, Jan. Voda v krajině. In: *Voda v krajině* [online]. 2011 [cit. 2013-04-01]. Dostupné z: <http://www.auc.cz/ipb/vpk/doc/hydro03a2012/Voda-v-krajine.pdf>

RICHTER, Rostislav a Karel ŘÍMOVSKÝ. *Organická hnojiva, jejich výroba a použití*. Praha: Institut výchovy a vzdělávání MZe ČR, 1996, 40 s. ISBN 8071051179.

RIPL, W. *Water: the bloodstream of the biosphere*. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B., 2003, č. 358, s. 1921-1934.

RIPL, W., J. POKORNÝ, M. EISELTOVÁ a S. RIDGILL. Obnova jezerních ekosystémů-holistický přístup. *Holistický přístup ke struktuře a funkci mokřadů a jejich degradaci*. 1996, č. 32, s. 16-35.

RYPL, Jiří. *Problém kryogenních tvarů na granitech na příkladě reliéfu Novohradských hor*. Brno, 2011. Disertační práce. Masarykova univerzita.

SINGER, A., E. GANOR, M. FRIEND a Y. SHAMAY. Atmospheric Environment. *Throughfall deposition of sulfur to a mixed oak and pine forest in* [online]. 1996 [cit. 2013-04-02]. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/1352231096000659>

ŠAFARÍČKOVÁ, Simona a Michael PEŠATA. *Živiny v krajině: dusík, fosfor, eutrofizace půdy a vody, indikace dusíku*. 1. vyd. Č. Budějovice: DAPHNE ČR - Institut aplikované ekologie, 2006, 16 s.

SLÁBOVÁ, Markéta. *Tvorba a ochrana životního prostředí*. České Budějovice: Vysoká škola evropských a regionálních studií, 2006, 237 s. ISBN 80-867-0829-2.

ŠTĚRBA, Otakar. *Říční krajina a její ekosystémy*. 1. vyd. V Olomouci: Univerzita Palackého, 2008, 391 s. ISBN 9788024422039.

TLAPÁK, Václav, Jan ŠÁLEK a Vladimír LEGÁT. *Voda v zemědělské krajině*. 1. vyd. Praha: Nakladatelství Brázda, 1992, 318 s.

TVRDKOVÁ, Veronika, Milada MATOUŠKOVÁ, Radko KYNČL a Jiří POPOVSKÝ. *Živel voda*. 1. vyd. Praha: Agentura Koniklec, 2005, 293 s. ISBN 8090260667.

UHLÍŘOVÁ, Hana et al. *Sledování cizorodých látek v lesních ekosystémech* [online]. Jíloviště- Strnady: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 1998 [cit. 2013-04-01]. Dostupné z: http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/1998_10_807-815.pdf

URBAN, Jiří a Bořivoj ŠARAPATKA. *Ekologické zemědělství: učebnice pro školy i praxi*. 1. vyd. Praha: Ministerstvo životního prostředí ČR, 2003, 280 s. ISBN 8072122746.

VACEK, S. Příroda. *Dynamika poškození smrkových a bukových porostů v CHKO Orlické hory. II. Vegetační změny*. 1994, č. 1, s. 167-165.

VÁLEK, Z. *Lesní dřeviny jako vodohospodářský a protierozní činitel*. Praha: SZN, 1977.

VANĚK, Václav. *Výživa a hnojení polních a zahradních plodin*. 3., dopl. vyd. Praha: Ing. Martin Sedláček, 2002, 132 s. ISBN 8090241379.

ZASADIL, Petr. *Metody monitoringu ptačích oblastí – Novohradské hory*. [online]. 2006[cit. 2013-04-03]. Dostupné z:

http://www.nature.cz/publik_syst2/files08/39_novohradske%20hory%20.pdf

Zpráva Komise Radě a Evropskému parlamentu o provádění směrnice Rady 91/676/EHS o ochraně vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů na základě zpráv členských států za období 2004–2007 SEK(2010)118 /*

KOM/2010/0047 konečném znění */. *EUR-lex* [online]. 2010 [cit. 2013-04-02].

Dostupné z: <http://eur->

[lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2010:0047:FIN:CS:HTML](http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2010:0047:FIN:CS:HTML)