

Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie a životního prostředí



**Vliv zimní údržby komunikací na půdu v Rožnově pod
Radhoštěm**

Bc. Kateřina Dočkalová

Diplomová práce

předložená

na Katedře ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků

na získání titulu Mgr. v oboru

Ochrana a tvorba krajiny

Vedoucí práce: Prof. Dr. Ing. Bořivoj Šarapatka, CSc.

Olomouc 2019

Dočkalová K. (2019): Vliv zimní údržby komunikací na půdu v Rožnově pod Radhoštěm [diplomová práce]. Olomouc: Katedra ekologie a ŽP PřF UP v Olomouci. 83 s. Česky.

Abstrakt

Práce se zabývá vlivem zimní chemické údržby na okolí vozovek vybraných lokalit na Rožnovsku, především s důrazem na zaznamenání změn s rostoucí vzdáleností od komunikace. Odběr půdy se uskutečnil ve dvou fázích, a to v listopadu 2018 a v dubnu 2019. V květnu 2019 proběhlo zaznamenání stavu vegetace. K odběrům půdy byly vybrány tři lokality (Dolní Bečva, Vidče, Vigantice), především na základě různého časového období, po které probíhá aplikace rozmrazovacích materiálů. Pomocí laboratorních analýz jsem ve vzorcích půdy stanovila pH, E.C., C, N, Cl⁻, Na⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, K⁺, H⁺ a KVK. Na základě získaných výsledků jsem zjišťovala závislosti na faktorech, které mohly chemismus půdy ovlivnit. Jako nejvíce solením postihnutá lokalita se jeví oblast Dolní Bečvy. Nutno dodat, že v rostlinném společenstvu na sledovaných lokalitách se nevyskytl žádný halofilní druh. Ze všech získaných údajů ale vyplynulo, že zimní údržba komunikací ovlivňuje chemismus půd, a to především ve vzdálenosti do 10 m od vozovky. S rostoucí vzdáleností naměřené hodnoty klesají a jsou srovnatelné s kontrolní lokalitou.

Klíčová slova: chemická údržba vozovek, rozmrazovací materiály, chemismus a znečištění půdy, zasolení, Rožnov pod Radhoštěm a CHKO Beskydy

Dočkalová K. (2019): The influence of winter road maintenance on soil in Rožnov pod Radhoštěm [master's thesis]. Olomouc: Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University of Olomouc. 83 pp. 1 Appendix. Czech.

Abstract

The thesis deals with the influence of winter chemical maintenance on the roads of selected localities in the Rožnov area, especially with the emphasis on recording shifts with increasing distance from the road. Soil harvesting took place in two phases, in November 2018 and April 2019. In May 2019, the state of vegetation was recorded. Three sites (Dolní Bečva, Vidče, Vigantice) were selected for soil sampling, mainly based on different time periods during which the application of thawing materials takes place. Using laboratory analyses I determined values of pH, E.C., C, N, Cl⁻, Na⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, K⁺, H⁺ and KVK in soil samples. Based on the obtained results I figured out dependence on factors that could influence soil chemistry. The Dolní Bečva area seems to be the most affected. It needs to be said that there was no halophyte in the plant communities at the monitored localities. However, overall the data showed that winter road maintenance affects soil chemistry, especially within the distance 10 m from the road. The measured values decrease with increasing distance and are comparable with the control locality.

Key words: chemical road maintenance, de-icing materials, soil chemistry and pollution, salinisation, Rožnov pod Radhoštěm and protected area Beskydy

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením Prof. Dr. Ing. Bořivoje Šarapatky, CSc., a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci 11. července 2019

.....

Podpis

Obsah

Seznam obrázků.....	ix
Seznam tabulek.....	xi
Seznam zkratk.....	xii
Poděkování	xiii
1 Úvod.....	1
2 Cíle práce.....	3
3 Materiál a metody	4
3.1 Město Rožnov pod Radhoštěm a Mikroregion Rožnovsko	4
3.2 Beskydy	5
3.3 Lokality k odběru vzorků.....	8
3.4 Pedosféra.....	14
3.5 Fyzikálně-chemické charakteristiky půd	15
3.5.1 Půdní sorpční komplex.....	15
3.5.2 Elektrická konduktivita (E.C.).....	16
3.5.3 Kationtová výměnná kapacita (KVK).....	17
3.5.4 Půdní reakce (pH) a obsah živin	18
3.5.5 Půdní organická hmota.....	20
3.5.6 Zasolení půdy.....	21
3.6 Právní předpisy ochrany půdy v ČR a monitoring	22
3.7 Zimní údržba komunikací a efekt na ŽP.....	24
3.7.1 Inertní posyp	25
3.7.2 Chemický posyp.....	25
3.7.3 Chlorid sodný (NaCl)	26
3.7.4 Chlorid vápenatý (CaCl ₂)	27
3.7.5 Chlorid hořečnatý (MgCl ₂).....	27

3.7.6 Močovina – CO (NH ₂) ₂	28
3.7.7 Octan vápenato–hořečnatý (CMA) a octan draselný (KAc)	28
3.7.8 Safecote	28
3.7.9 Další rozmrazovací materiály	29
3.7.10 Legislativní úprava.....	30
3.7.11 Mechanismy transportu látek do prostředí	31
3.7.12 Poškození půdy solením	32
3.7.13 Poškození rostlin solením	33
3.7.14 Poškození organismů solením	35
3.7.15 Kontaminace vody solením	36
3.8 Odběr vzorku.....	37
3.8.1 Vodivost	38
3.9 Laboratorní analýzy	39
3.9.1 Stanovení pH v půdě	39
3.9.2 Stanovení organického uhlíku (C)	39
3.9.3 Stanovení organického dusíku (N).....	40
3.9.4 Výměnná acidita titrací	40
3.9.5 Kationtová výměnná kapacita (KVK).....	41
3.9.6 Stanovení chloridu (Cl ⁻)	42
3.10 Přepočty hodnot.....	42
3.11 Fytocenologické snímkování	43
3.12 Vyhodnocení výsledků	44
4 Výsledky.....	45
4.1 Fyzikálně-chemické charakteristiky sledovaných půd	45
4.2 Rozdíly půdních charakteristik v závislosti na vzdálenosti od komunikace.....	50
4.3 Rozdíly v obsazích Cl ⁻ a Na ⁺ mezi jednotlivými lokalitami	66
4.4 Vyhodnocení vegetace	68

5 Diskuse	71
5.1 Fyzikálně-chemické charakteristiky sledovaných půd	71
5.2 Rozdíly v obsahu Na^+ a Cl^- a v hodnotách pH v závislosti na vzdálenosti od komunikace	73
5.3 Rozdíly v obsazích Cl^- a Na^+ mezi jednotlivými lokalitami	75
5.4 Vyhodnocení vegetace	76
5.5 Doporučení pro zmírnění dopadů chemické údržby vozovek	77
6 Závěr	78
7 Reference	79

Seznam obrázků

Obr. 1 Administrativní mapa mikroregionu Rožnovsko (k 15. 3. 2005).....	5
Obr. 2 Zonace CHKO Beskydy	8
Obr. 3 Mapa lokalit k odběrům vzorků.....	9
Obr. 4 Mapa odběrových míst pro lokalitu DB	10
Obr. 5 Mapa odběrových míst pro lokalitu V	12
Obr. 6 Mapa odběrových míst pro lokalitu VG.....	13
Obr. 7 Fázový diagram pro 5 různých chemických rozmrazovacích látek.....	26
Obr. 8 Grafické znázornění vlivu zasolených půd na růst rostlin. Každá plodina má šipku znázorněnou přibližně v místě, kde dochází vlivem zasolení k cca 10% snížení produkce.....	35
Obr. 9 Půdní sonda.....	38
Obr. 10 Konduktometr	38
Obr. 11 Rozdíly v obsahu Cl^- v závislosti na vzdálenosti od komunikace na lokalitách DB/P, DB/J, V/P, V/J, VG/P, VG/J.....	50
Obr. 12 Rozdíly v obsahu Na^+ v závislosti na vzdálenosti od komunikace na lokalitách DB/P, DB/J, V/P, V/J, VG/P, VG/J.....	51
Obr. 13 Mapa rozložení Na^+ na lokalitě DB/P	52
Obr. 14 Mapa rozložení Na^+ na lokalitě DB/J.....	52
Obr. 15 Mapa rozložení Cl^- na lokalitě DB/P	53
Obr. 16 Mapa rozložení Cl^- na lokalitě DB/J	53
Obr. 17 Mapa rozložení pH na lokalitě DB/P	54
Obr. 18 Mapa rozložení pH na lokalitě DB/J.....	54
Obr. 19 Mapa rozložení Na^+ na lokalitě V/P.....	55
Obr. 20 Mapa rozložení Na^+ na lokalitě V/J	55
Obr. 21 Mapa rozložení Cl^- na lokalitě V/P	56
Obr. 22 Mapa rozložení Cl^- na lokalitě V/J.....	56
Obr. 23 Mapa rozložení pH na lokalitě V/P	57
Obr. 24 Mapa rozložení pH na lokalitě V/J	57
Obr. 25 Mapa rozložení Na^+ na lokalitě VG/P.....	58
Obr. 26 Mapa rozložení Na^+ na lokalitě VG/J	58
Obr. 27 Mapa rozložení Cl^- na lokalitě VG/P	59

Obr. 28 Mapa rozložení Cl^- na lokalitě VG/J.....	59
Obr. 29 Mapa rozložení pH na lokalitě VG/P	60
Obr. 30 Mapa rozložení pH na lokalitě VG/J.....	60
Obr. 31 Lineární regrese pro Na^+ , %Na, Cl^- , %H.....	62
Obr. 32 Rozdíly v obsahu Cl^- mezi vzdálenostmi pro lokality DB, V, VG.....	64
Obr. 33 Rozdíly v obsahu Na^+ mezi vzdálenostmi pro lokality DB, V, VG.....	64
Obr. 34 Rozdíly v obsahu %Na mezi vzdálenostmi pro lokality DB, V, VG	65
Obr. 35 Rozdíly v obsahu %H mezi vzdálenostmi pro lokality DB, V, VG	65
Obr. 36 Rozdíly v obsahu Cl^- mezi jednotlivými lokalitami ve vzdálenosti do 10m od vozovky	66
Obr. 37 Rozdíly v obsahu Na^+ mezi jednotlivými lokalitami ve vzdálenosti do 10m od vozovky	67

Seznam tabulek

Tab. 1 Rozlišení půd do skupin - půdní druhy	15
Tab. 2 Klasifikace hodnot maximální sorpční kapacity a stupně nasycení půdního sorpčního komplexu.....	16
Tab. 3 Základní hodnocení E.C.	17
Tab. 4 Kritéria pro hodnocení kationtové výměnné kapacity	18
Tab. 5 Kritéria hodnocení výměnné půdní reakce	20
Tab. 6 Hodnocení obsahu půd. humusu na základě stanovení organického uhlíku ...	21
Tab. 7 Doporučení pro aplikaci posypových materiálů	30
Tab. 8 Fyzikálně-chemické charakteristiky na lokalitě DB	47
Tab. 9 Fyzikálně-chemické charakteristiky na lokalitě V.....	48
Tab. 10 Fyzikálně-chemické charakteristiky na lokalitě VG.....	49
Tab. 11 Významné rozdíly mezi lokalitami a vzdálenostmi	61
Tab. 12 Rozdíly mezi vzdálenostmi Cl ⁻	63
Tab. 13 Rozdíly mezi vzdálenostmi Na ⁺	63
Tab. 14 Rozdíly mezi vzdálenostmi %Na.....	63
Tab. 15 Rozdíly mezi vzdálenostmi %H.....	63
Tab. 16 Zastoupení jednotlivých druhů na lokalitách vyjádřené pomocí Braun-Blanquetovi stupnice.....	68

Seznam zkratk

AZZP Agrochemické zkoušení zemědělských půd

E.C. Elektrická konduktivita

CHKO Chráněná krajinná oblast

KPZP Komplexní průzkum zemědělských půd

KVK Kationtová výměnná kapacita

MŽP Ministerstvo životního prostředí

MZe Ministerstvo zemědělství

ÚKZÚZ Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský

VÚMOP Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy

ŽP Životní prostředí

Poděkování

Touto cestou bych chtěla poděkovat především vedoucímu této práce Prof. Dr.Ing. Bořivoji Šarapatkovi, CSc. za pomoc při zpracovávání této práce a také při terénních pracích. Dále bych chtěla poděkovat Ing. Janu Černoorskému a RNDr. Petrovi Hekerovi za velkou pomoc v laboratoři. Při zpracování map a některých statistických analýz vděčím za pomoc Ing. Marku Bednářovi, Ph.D. Dík patří také Bc. Kamilu Maralíkovi, který mně ochotně pomohl s mapováním vegetace a také Mgr. Stanislavě Čížkové za cenné botanické rady. V neposlední řadě bych chtěla poděkovat celé své rodině, kamarádům a příteli, kteří mě v průběhu celé práce podporovali a dodávali sílu.

V Holešově, 23. července 2019

1 Úvod

Aplikace rozmrazovacích materiálů pro zimní údržbu vozovek je v současné době běžnou praxí. Kvůli zvyšujícímu se tlaku na sjízdnost komunikací i během zimní sezóny je žádoucí, aby byla zajištěna co nejvyšší možná bezpečnost pro řidiče a pro plynulost dopravního provozu. I přes všechny výhody solení, které zajišťují bezpečnější pohyb vozidel během zimních měsíců, nemůžeme opomenout fakt, že nárůst převážně chloridů a sodíkových iontů je pro životní prostředí (dále jen ŽP) velmi zatěžující (Černošlávková et al. 2008), proto je důležité se touto problematikou zabývat.

V půdním prostředí závisí transport solí, infiltrace a konečný efekt zasolení na mnoha faktorech, jako je svažitost, půdní typ, zastoupení jílnatých částic a vegetační pokryv. Tyto faktory nelze legislativně zohlednit, proto je při rozhodování o vhodné údržbě žádoucí důkladný průzkum a následný monitoring lokalit. V některých zemích dosahuje roční aplikace soli 200 kg NaCl/ha. Ve srovnání s přirozenými zdroji z atmosférické depozice, která činí do 0,9 kg /ha, je toto číslo extrémní (Willmert et al. 2018). Údržba komunikací pomocí chemických rozmrazovacích materiálů může mít přímý či nepřímý vliv na půdu, povrchové i podzemní vody, vegetaci i faunu (Baltrenas, Kazlauskienė 2007). Jednoznačně nejvíce používaným rozmrazovacím posypovým materiálem je sůl kamenná (chlorid sodný). Za posledních 20 let se v řadě západoevropských zemí prováděla celá řada testů při hledání alternativní látky, ale doposud nebyla vhodná náhrada nalezena. Zkoušené látky nedosahovaly potřebných účinků, nebo byly neúměrně drahé (CDV 2007).

Problematikou negativního vlivu chemických posypů na ŽP se zabývá celá řada prací. Nicméně historie zkoumání těchto vlivů je poměrně krátká a spadá přibližně do období od 60. let 20. století. Na území ČR se touto problematikou začali zabývat někteří autoři až o 10 let později (Sáňka, Čupr 2004). Výzkumy jsou velmi často zaměřeny na severské země Evropy, USA či Kanadu. Důvodem je především dlouhotrvající sněhová pokrývka a s tím související intenzivní aplikace rozmrazovacích materiálů (Willmert et al. 2018).

Rožnov pod Radhoštěm je součástí Chráněné krajinné oblasti (dále jen CHKO) Beskydy a zároveň velmi turisticky oblíbené místo. Proto je nutné věnovat managementu v území zvýšenou pozornost, aby nedocházelo ke zbytečnému snižování kvality ekosystémů. V zájmu ochrany přírody se pravidla pro zimní údržbu vyskytují v zákoně č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, který v § 26 zakazuje chemickou údržbu na celém CHKO. Pokud veřejný zájem převažuje nad zájmem ochrany přírody nebo v zájmu přírody, nebo tehdy, pokud povolovaná činnost významně neovlivní zachování stavu předmětu ochrany zvláště chráněného území, může příslušný orgán ochrany přírody udělit výjimku ze zákazů (CDV 2009).

Touto prací bych chtěla přispět k lepšímu pochopení vlivu solení na okolí komunikací na území Rožnovska, a to především z důvodu rapidního nárůstu intenzity dopravy v této oblasti. Také v oblasti chybí údaje o půdních charakteristikách a možném vlivu solení na okolní ekosystémy. Práce by mohla sloužit orgánům státní správy a orgánům ochrany přírody jako podklad pro management v území, díky naměřeným hodnotám a řešerši týkající se vlivu posypových materiálů na ekosystémy a organismy.

2 Cíle práce

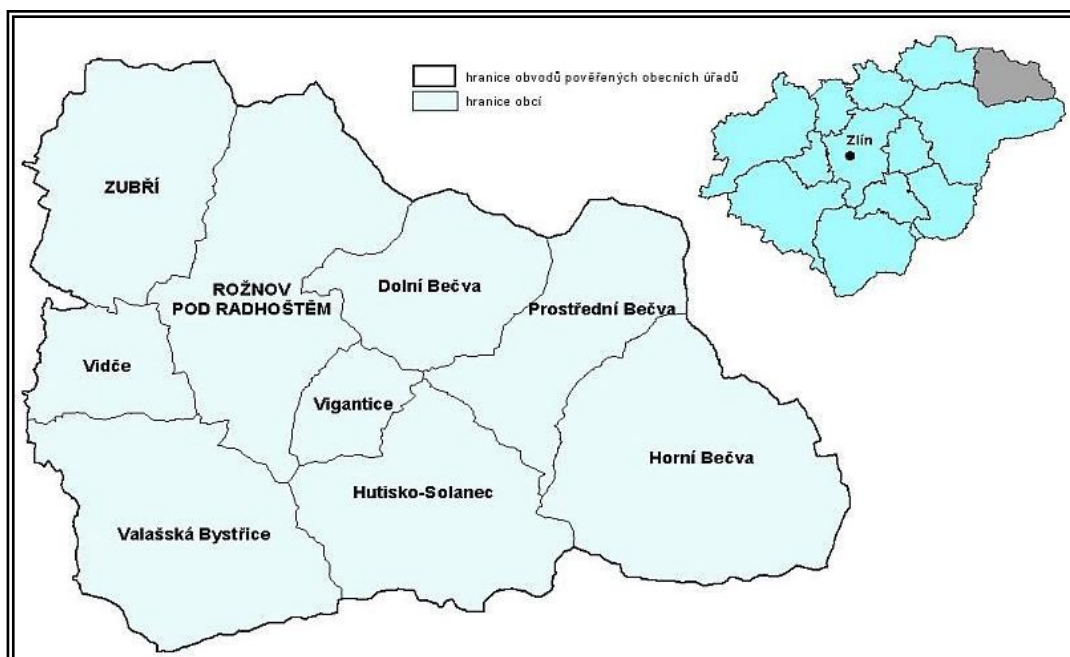
Práce se zabývá vlivem zimní chemické údržby komunikací na vybraných lokalitách v obci Rožnov pod Radhoštěm a jeho okolí. Cílem práce je:

1. Vytipovat úseky komunikací s různou délkou chemické údržby a na vybraných transektech následně odebrat půdní vzorky, a také v těchto místech prozkoumat vegetaci.
2. Laboratorně analyzovat chemické vlastnosti odebrané půdy jako je půdní pH, množství organického uhlíku a dusíku, výměnnou aciditu a kationtovou výměnnou kapacitu (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) a Cl^- , a to zejména s důrazem na charakteristiky související se zasolením.
3. Ze získaných výsledků určit trendy chemických změn v půdě vzhledem ke vzdálenosti odběrového místa od krajnice a vzhledem k vlastnostem dané lokality.

3 Materiál a metody

3.1 Město Rožnov pod Radhoštěm a Mikroregion Rožnovsko

Kdysi dávno dřevěné městečko Rožnov pod Radhoštěm, které bylo založeno v polovině 13. století, se nachází ve Zlínském kraji v okrese Vsetín, podél řeky Bečvy. K poslednímu prosinci roku 2018 zde žilo 16 784 obyvatel (Rožnov 2019). Mikroregion Rožnovsko leží na rozhraní mezi Moravskoslezskými Beskydami a Hostýnsko-vsetínskou hornatinou. Celková rozloha mikroregionu je 239 km². Z geologického hlediska je území budováno převážně flyšovými horninami druhohorního a třetihorního stáří. Mikroregion je součástí rozsáhlé soustavy mladých pásemných pohoří, vznikajících koncem druhohor a ve třetihorách působením několika fází alpského vrásnění. Reliéf se jeví jako soustava mohutných hřbetů, oddělených hlubokými údolními či kotlinami. Na území mikroregionu je zastoupen v nejvyšše položených oblastech reliéf vrchoviny, hornatiny a velehorský reliéf. Nejznámější horou je Radhošť (1129 m n. m.), na jejímž vrcholu je socha posvátného boha Radegasta. Unikátním geomorfologickým prvkem je zde pseudokras v pískovcích. Jde o jevy obdobné krasovým, ale nevznikly krasověním. Známý jsou zde Radhošťské důry, jeskyně Cyrilka na Pustevnách či hluboké zářezy a pukliny se vstupy do podzemí na hřebeni Radhoště a Pusteven. Vzhledem k ochraně vyskytujících se netopýrů jsou ale nepřístupné. Z klimatického hlediska jsou níže položené části mikroregionu charakteristické normálním až krátkým, mírně chladným létem. Podzim je mírný a zima je chladná, suchá až mírně suchá s průměrným trváním sněhové pokrývky. Nejteplejší části oblasti dosahují 8 – 9 °C. Naproti tomu na hřebenech hor činí průměrná teplota okolo 5 °C a nechladnější oblast mikroregionu jsou Moravskoslezské Beskydy s průměrnou roční teplotou 3 °C (Strategický plán rozvoje mikroregionu Rožnovsko 2006). Vzhledem k výjimečným přírodním hodnotám, které se v mikroregionu nachází, zde byla vyhlášena Chráněná krajinná oblast (dále jen CHKO) Beskydy (Správa CHKO Beskydy 2019a).



Obr. 1 Administrativní mapa mikroregionu Rožnovsko (k 15. 3. 2005)

Zdroj: ČSÚ Zlín

3.2 Beskydy

Chráněná krajinná oblast se svou rozlohou 1160 km² byla vyhlášena v roce 1973. Správa CHKO Beskydy má sídlo v Rožnově pod Radhoštěm. Důvodem vyhlášení chráněné oblasti byly její výjimečné přírodní hodnoty, zejména zbytky původních pralesovitých lesů s výskytem vzácných karpatských živočichů a rostlin. Unikátní jsou zde druhově pestré louky a pastviny. Pozoruhodné jsou také povrchové i podzemní pseudokrasové jevy. Beskydská krajina má stále mimořádnou estetickou hodnotu, jež vznikla historickým soužitím člověka s horami. Jelikož je celá CHKO velmi významná, je zde vyhlášeno 59 maloplošných zvláště chráněných území. Jedná se o 7 národních přírodních rezervací (NPR), 28 přírodních rezervací (PR) a 24 přírodních památek (PP). V rámci evropské soustavy chráněných území Natura 2000 byla celá CHKO navržena jako Evropsky významná lokalita (EVL). V roce 2005 zde byly vyhlášeny hned 2 ptačí oblasti (PO) – Beskydy a Horní Vsacko (Správa CHKO Beskydy 2019a). Beskydy neměly do 15. století ani své jméno a člověk tehdy žil pouze na jejich předhůří. Lesy se rozvíjely přirozeně. Místy se rozkládaly husté a těžko prostupné pralesy, ve vyšších polohách javořiny. Od 16. století se začalo

osídlené území rozšiřovat mimo údolí a osídlení tak probíhalo na úkor lesních porostů (Strategický plán rozvoje mikroregionu Rožnovsko 2006).

Chráněná oblast je součástí flyšového pásma Západních Karpat. Z hlediska složení a tektonické stavby se nachází v Beskydech pásmo, které se vyznačuje mnohonásobným rytmickým střídáním jílovců, prachovců, pískovců a slepenců (Správa CHKO Beskydy 2019d). Díky velké rozloze celé oblasti je geomorfologické členění poměrně složité. Celé území je součástí Vnějších Západních Karpat. Ty se poté dělí na Moravskoslezské Beskydy, Hostýnsko-Vsetínskou hornatinu, Javorníky, Rožnovskou brázdu, Jablunkovskou brázdu a Podbeskydskou pahorkatinu. Nejvyšším bodem je vrchol Lysé hory (1324 m n. m.). Naopak nejnižším místem je hladina Rožnovské Bečvy u Zubří (350 m n. m.). Na území Beskyd se vyskytuje fenomén, který nesouvisí s krasověním. Jde o již zmíněný pseudokras, který vznikl při vrásnění Beskyd. Celá souvrství uložených pískovců horotvornými pohyby byla různě deformována a lámána soustavami různě se křížících puklin a trhlin. Beskydský pseudokras je v kategorii pískovců největším na světě, kdy na území CHKO Beskydy je v dnešní době registrováno 28 významnějších pseudokrasových jeskyň (Správa CHKO Beskydy 2019e).

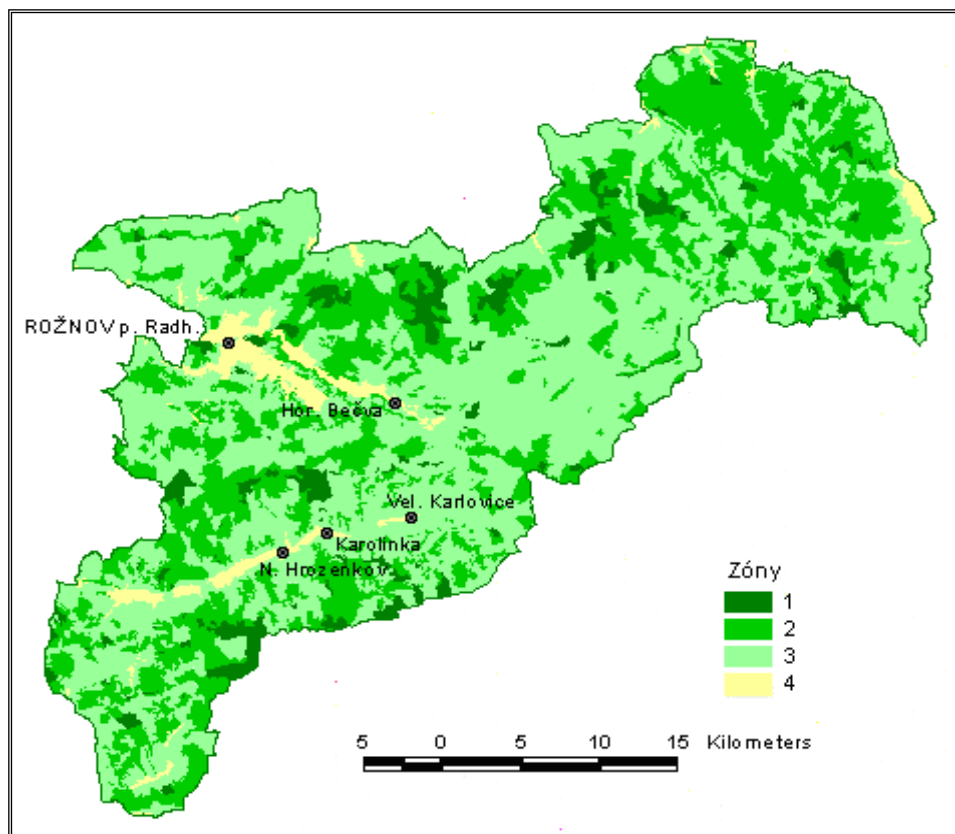
Převládajícím půdním typem jsou střední až typické podzoly a podél vodních toků se v menším množství nacházejí mramorované, oglejované a kyselé hnědé půdy. Ve svazích na pevné hornině se vytvořila skupina mělkých půd, které lze řadit k hnědým, kyselým půdám s mělkým půdním profilem a výraznou skeletovitostí. Na území nalezneme střední hlinité půdy a také lehké písčité (Správa CHKO Beskydy 2019f).

V oblasti jsou charakteristické divočí štěrkonosné toky, které jsou ojedinělé i v rámci celé republiky, na které jsou vázány mizející druhy rostlin a živočichů. Oblast se rovněž překrývá s oblastí přirozené akumulace vod a patří tak mezi kvalitní zásobárny pitné vody (Správa CHKO Beskydy 2019g).

Na celém území se vyskytuje celá řada ohrožených a chráněných druhů fauny a flóry, které zahrnují i vzácné druhy karpatské. Fauna je zde stále bohatá, nicméně dříve hojně se vyskytující velké šelmy z celého území téměř vymizely. Vlka, rysova či medvěda lze zahlédnout jen zřídka, a to pouze pokud migrují ze Slovenska. Vymizeli i velcí dravci, jako orl skalní, orl křiklavý nebo sokol stěhovavý. Dříve hojný tetřev hlušec se stal také velmi vzácným. V čistých horských potocích se objevuje vydra říční. Nejzachovalejší vodní společenstva se vyskytují na horních tocích řek.

Vedle běžných savců, jako je např. liška obecná nebo kuna skalní se vzácněji vyskytuje i jelen evropský, jezevec lesní nebo tchoř tmavý. Z drobných savců zde žije rejsek obecný, ježek východní, veverka obecná, plch velký nebo plšík lískový. Velmi vzácnými živočichy jsou rejsek alpský a plch lesní. Raritou je i myšivka horská, která patří mezi glaciální relikty. Opomenout nelze ani chráněnou skupinu netopýrů, jejichž hlavními zástupci jsou v popisované oblasti netopýr velký, netopýr vousatý a netopýr ušatý. Slunné horské paseky jsou ideálním domovem drobné ještěrky živorodé. Větší plazi, jako ještěrka zelená nebo slepýš křehký, dávají přednost nižším polohám. Setkat se zde můžeme také se zmijí obecnou nebo užovkou hladkou (Správa CHKO Beskydy 2019b).

Moravskoslezské Beskydy jsou z velké části pokryty lesem. Pouze některé hřebeny jsou bezlesé. Z dřevin převládá uměle vysazený smrk. Na jižních a západních svazích se mezi něj mísí buk, dub, modřín, javor a jedle, dále pak v údolích olše, jasan, jeřáb, vrba, lípa a v nejvyšších polohách roste kosodřevina. Květena je bohatá, subalpínská, s několika chráněnými druhy. Z pestrých travinobylinných společenstev dominují ovsíkové louky a poháňkové pastviny. Na vlhkých místech se vyskytují pcháčové louky, tužebníková lada a v menší míře vegetace vlhkých narušovaných půd. Dále zde rostou širokolisté suché trávy a na těchto trávnících se můžeme setkat s orchiděmi. Rozšířenými jsou vysoké mezofilní a xerofilní křoviny a maloplošně se vyskytují podhorské smilkové trávníky, štěrbinová vegetace skal, prameniště, slatiniště a mokřadní vegetace. Na horských vrcholech převládají podhorské a horské typy acidofilních bučin, které jsou ve vyšších partiích nahrazovány horskými třtinovými smrčínami. Dále se vyskytuje vegetace papratkových smrčín, která se vyvíjí v nejvyšších polohách na mlžných závětrných svazích severozápadní a severovýchodní expozice. Maloplošně se na prudkých svazích nachází suťové lesy. Ty pak mohou přecházet v horské klenové bučiny. Podél potoků jsou maloplošně vyvinuty liniové porosty devěsilových lemů. Roztroušeně se objevují pískovcové skalní výchozy. Bezlesé enklávy ve vrcholových partiích tzv. polany, reprezentuje vegetace podhorských smilkových trávníků (Správa CHKO Beskydy 2019c).



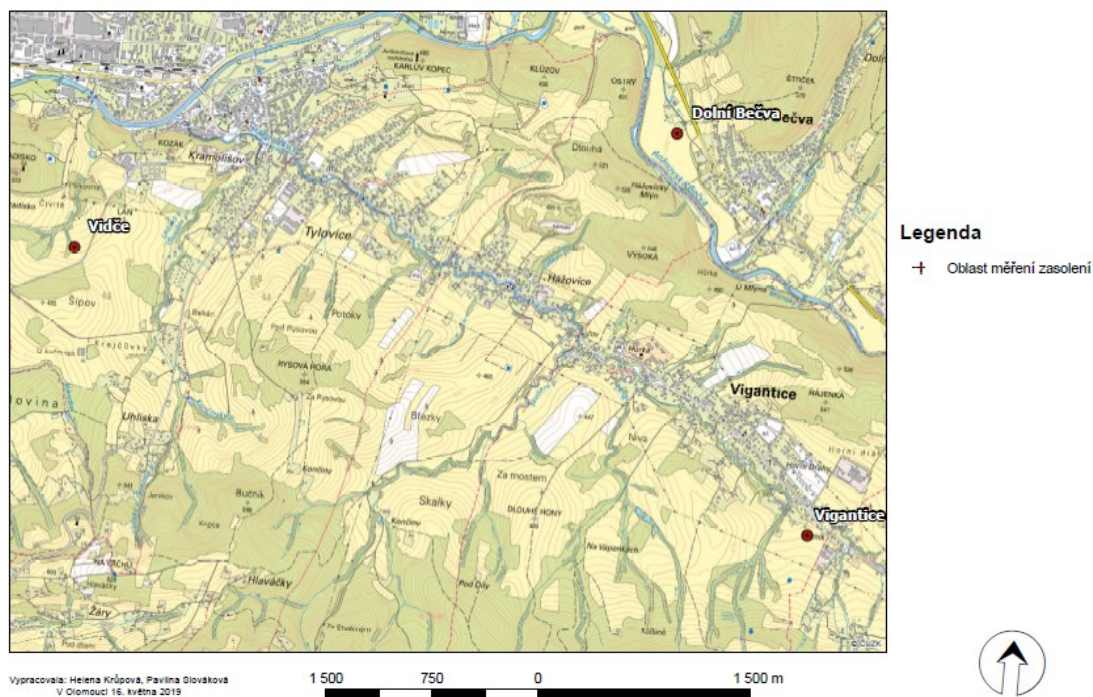
Obr. 2 Zonace CHKO Beskydy

Zdroj: www.nature.hyperlink.cz/Beskydy

3.3 Lokality k odběru vzorků

Místa pro odběry vzorků půdy a fytoocenologické snímky jsem vybrala v okolí Rožnova pod Radhoštěm, jelikož území je cenné a je žádoucí ho chránit a kontrolovat antropogenní vstupy. Konkrétní lokality pro odběry půdy jsem zvolila základě různé doby, po kterou jsou komunikace chemicky udržovány, a také podle vhodnosti terénu pro odběry. Jelikož jsou odběrová místa v těsné blízkosti Rožnova, některé přírodní podmínky lokalit jsou s městem totožné. Lokality pro odběry jsou tři, a to lokalita **DB – DOLNÍ BEČVA**, která se nachází východně od Rožnova u komunikace č. I/35 a solí se nejdále z vybraných lokalit. Je také nejvíce dopravně zatížena. Konkrétní lokality jsou označeny dle vzdálenosti od komunikace jako DB1 (1 m), DB10 (10 m), DB30 (30 m), DB50 (50 m), DBK (kontrola). Lokalita **V – VIDČE** leží jihozápadně od města u komunikace č. III/4868. Konkrétní odběrová místa jsou označena V1, V10, V30, V50, VK a lokalita **VG – VIGANTICE** se nachází jihovýchodně od obce Rožnov u vozovky č. III/4867. Lokality k odběru jsou označeny VG1, VG10, VG30, VG50 a VGK. Okolí Rožnova pod Radhoštěm spadá

do čtvrté zóny CHKO, a tudíž zahrnuje souvislejší zastavěné území a umožňuje podnikatelské aktivity i intenzivnější zemědělskou činnost (Nature 2016).

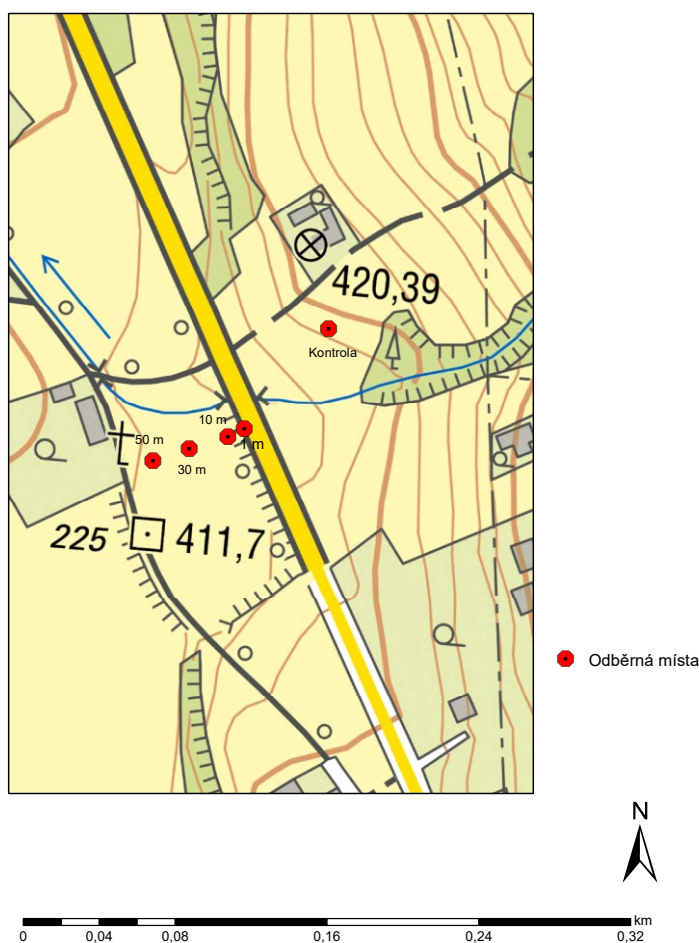


Obr. 3 Mapa lokalit k odběrům vzorků
Vypracovaly: Helena Krůpová, Pavlína Slovácová

Lokalita – DB – DOLNÍ BEČVA

Tato lokalita pro odběr vzorků se nachází na komunikaci směrem z Rožnova pod Radhoštěm na Dolní Bečvu. Jedná se o odběrové místo, kde podle údajů Správy CHKO Beskydy probíhá chemická údržba komunikace více než 10 let, a tudíž nejdéle ze všech tří lokalit. Odběrové místo se nachází na komunikaci číslo 35. Jedná se o silnici I. třídy, kdy je vlastníkem Česká republika (ŘSD ČR 2019). Podle posledního sčítání dopravy Ředitelství silnic a dálnic z roku 2016 činí roční průměr denních průjezdů všech motorových vozidel 10 906 (ŘSD ČR 2016). Odběrové místo DB1 od komunikace má GPS souřadnice 49.4598958N, 18.1862717E a jeho nadmořská výška činí 412 m n. m. Další odběr proběhl v místě DB10 s GPS souřadnicemi 49.4598522N, 18.1861578E a nadmořskou výškou 412 m n. m. Následuje DB30 se souřadnicemi 49.4597781N, 18.1858853E a nadmořskou výškou 411 m n. m. a DB50 s 49.4597042N, 18.1856306E v nadmořské výšce 411 m n. m. Kontrolní lokalita DBK ve svahu nad komunikací se nachází v GPS souřadnicích 49.4603961N, 18.1868161E a nadmořské výšce 417 m n. m. (Výškopis 2019).

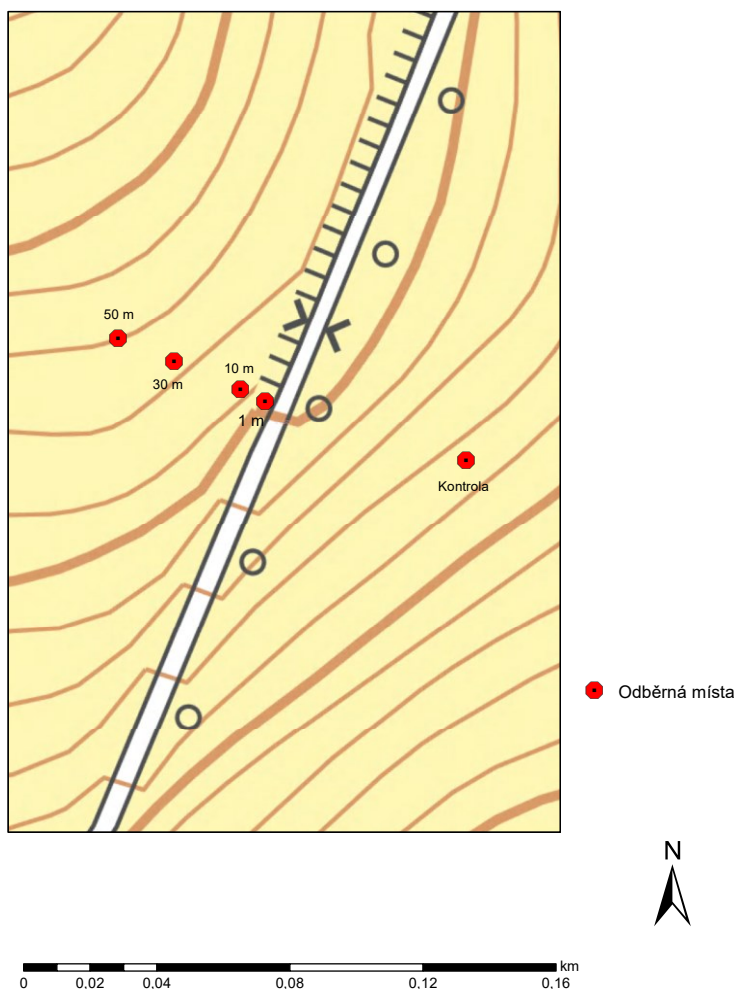
Lokalita je využívána jako louka v soukromém vlastnictví, tudíž je zde pouze bylinné patro. Dle dat dostupných z Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy (dále jen VÚMOP) se na studovaném území vyskytuje půda typu glej, o čemž svědčilo i výrazné podmáčení lokality při jarním odběru půdy. Půda je hluboká až středně hluboká, bezskeletovitá až slabě skeletovitá. Lokality se nacházejí na rovinatém terénu mírně teplého vlhkého klimatického regionu s velmi vysokou vsakovací schopností. Retenční schopnost je od 100 do 200 mm. Kontrolní lokalita leží naproti tomu ve středním sklonu a retenční schopnost je velmi nízká (<100 mm). Z produkčního hlediska jsou půdy na odběrných místech průměrné. Kontrolní lokalita je dokonce velmi málo produkční. V oblasti se nachází silně zranitelné podzemní vody a půda. Na kontrolní lokalitě nalezneme podzemní vody a půdu zranitelné středně (VÚMOP 2019).



Obr. 4 Mapa odběrových míst pro lokalitu DB
Vypracovala: Kateřina Dočkalová

Lokalita – V - VIDČE

Tato lokalita pro odběr půdy se nachází ve směru z Rožnova pod Radhoštěm na obec Vidče. Jedná se o silnici III. třídy, číslo 4868, kdy je vlastníkem Zlínský kraj. Uživatelem pozemku je Střední škola zemědělská a přírodovědná Rožnov pod Radhoštěm. Podle posledního sčítání dopravy je roční průměr denních průjezdů všech motorových vozidel 1 759 (ŘSD ČR 2016). Dle údajů Správy CHKO Beskydy se silnice solí 5 let. Odběrové místo V1, které se nachází 1 m od krajnice má GPS souřadnice 49.4493833N, 18.1285844E a nachází se v nadmořské výšce 418 m n. m. Následující odběrové V10 místo s GPS souřadnicemi 49.4494094N, 18.1284769E leží 417 m n. m. a dále ve 30 m V30 od komunikace s GPS souřadnicemi 49.4494689N, 18.1281928E a nadmořskou výškou 415 m n. m. se nachází další lokalita. Poslední odběrové místo V50 s GPS souřadnicemi 49.4495175N, 18.1279539E a nadmořskou výškou 413 m n. m. se nachází 50 m od komunikace. Pro kontrolu VK jsem zvolila místo s GPS souřadnicemi 49.4492667N, 18.1294319E, které leží 426 m n. m. (Výškopis 2019). Lokalita je využívána jako pastvina pro skot. V odběrných místech se nacházejí hluboké až středně hluboké půdy bezskeletovité až slabě skeletovité typu rendziny a pararendziny. Lokalita se nachází ve středním sklonu v mírně teplém a vlhkém klimatickém regionu. Jedná se o podprůměrně produkční půdy, ale s vysokou retenční vodní kapacitou 200 – 300 mm. V okolí odběrných míst se vyskytují slabě zranitelné až středně zranitelné podzemní vody a mírně zranitelné půdy (VÚMOP 2019).

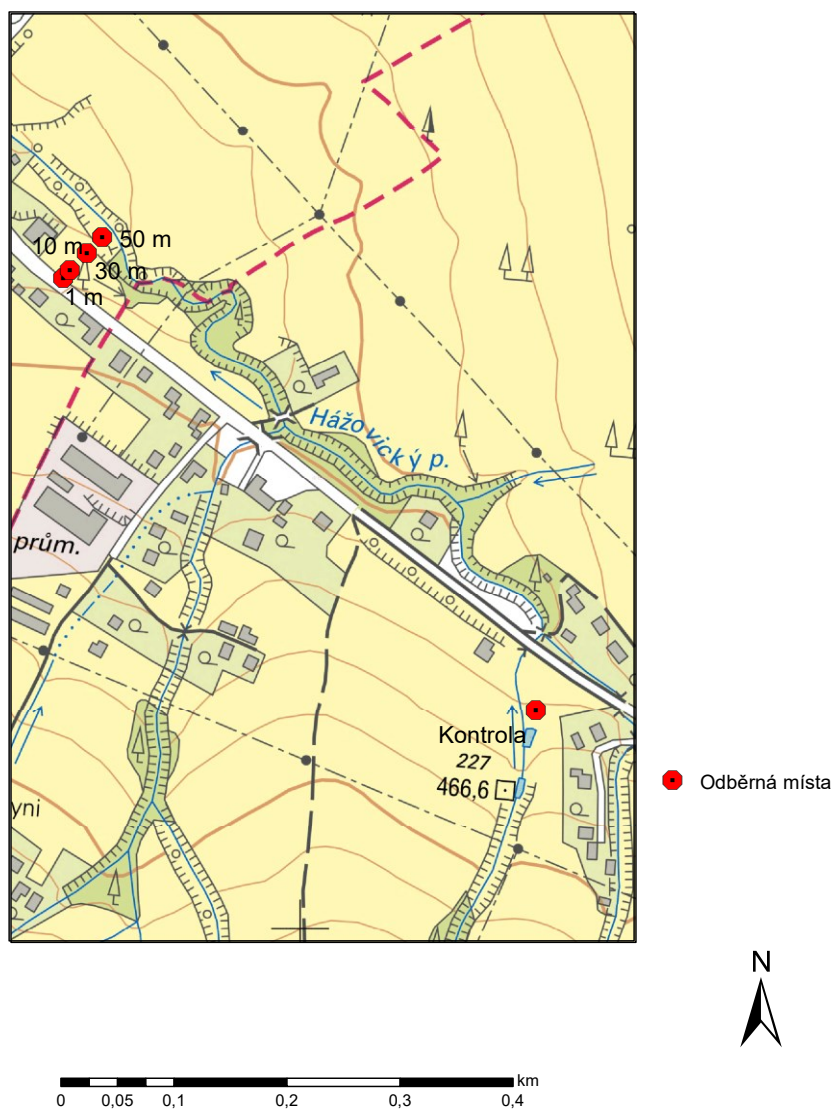


Obr. 5 Mapa odběrových míst pro lokalitu V
 Vypracovala: Kateřina Dočkalová

Lokalita – VG – VIGANTICE

Tato lokalita podléhá chemické údržbě ze všech studovaných lokalit po nejkratší dobu. Jedná se o silnici III. třídy s číslem 4867, kdy vlastníkem je rovněž kraj (ŘSD ČR 2019). Ročním průměr denních průjezdů všech motorových vozidel činí 3 295 (ŘSD ČR 2016). Odběrové místo v 1 m od komunikace VG1 má GPS souřadnice 49.4352192N, 18.2023100E a leží ve 444 m n. m. Lokalita VG10 se nachází v souřadnicích 49.4352922N, 18.2023836E a nadmořské výšce 443 m n. m. Ve 30 m od komunikace. Souřadnicemi 49.4354319N, 18.2025728E v nadmořské výšce 441 m n. m., se vedle VG50 se souřadnicemi 49.4355697N, 18.2027444E a ve 438 m n. m., nachází další odběrové místo VG30. Kontrolní lokalita VGK má GPS souřadnice 49.4321186N, 18.2085072E a nadmořskou výšku 459 m n. m. (Výškopis 2019). Lokalita je využívána jako louka v soukromém vlastnictví. Na

lokalitě je zastoupena půda hluboká až středně hluboká, bezskeletovitá až slabě skeletovitá, typu pseudoglej. Půda patří do hydrologické skupiny C se střední retenční schopností 100 – 200 mm. Lokalita má mírný sklon a patří do mírně teplého a vlhkého klimatického regionu. Produkční potenciál je velmi podprůměrný. Podzemní vody a půdu lze charakterizovat jako středně zranitelné, výjimku tvoří kontrolní lokalita VGK, kde podzemní vody spadají do kategorie silně zranitelné (VÚMOP 2019). Pod odběrovými místy protéká Hážovický potok.



Obr. 6 Mapa odběrových míst pro lokalitu VG
Vypracovala: Kateřina Dočkalová

Spotřeba posypového materiálu v okrese

Uvedená spotřeba posypového materiálu se týká komunikací, které udržuje Správa a údržba silnic Valašska, s.r.o. Pro zimní období (listopad – březen) na přelomu roku 2017 a 2018 bylo na silnicích I. třídy ve Zlínském kraji použito 485 tun soli a 179 000 litrů solanky. Na silnicích II. a III. třídy 1 635 tun soli a 440 000 litrů solanky. Také bylo použito 9 800 tun inertního materiálu. Následující rok, přelom roku 2018 a 2019, spotřeba posypových materiálů následky tuhé zimy prudce vzrostla. Na silnicích I. třídy bylo použito 730 tun soli a 257 000 litrů solanky, což je téměř o 70 % více než předchozí rok. Na silnicích II. a III. třídy bylo spotřebováno 2 300 tun soli a 620 000 litrů solanky. Také inertního materiálu bylo použito více a to 10 730 tun (Správa a údržba silnic Valašska 2019).

3.4 Pedosféra

Půdu lze půdu definovat, jako samostatný přírodní útvar, který slouží jako životní prostředí pro půdní organismy, je stanovištěm pro planě rostoucí rostliny a slouží k pěstování kulturních plodin. Vzniká z povrchových zvětralin zemské kůry a z organických zbytků za spolupůsobení půdotvorných faktorů. Pro koloběh látek slouží jako regulátor a je úložištěm živin, ale také potenciálně rizikových prvků (Hekera 2013). Půda má široký rozsah funkcí, zvláště ve vztahu k potřebám člověka. Funkce, které plní lze rozčlenit na užitkové, environmentální a kulturní. Užitková funkce se odráží především v zemědělství a lesnictví. Mezi environmentální funkce lze zařadit funkci filtrační, akumulaci, retenční, pufraci, transformační, asanační a transportní. Všechny funkce půdy jsou provázané vzájemnými vztahy a jsou často velmi zranitelné (Hruška et al. 2018). Další důležitou funkcí je půdní recyklační systém, kdy jsou rozložitelný odpad, odumřelí živočichové a rostliny asimilovány a prvky z nich mohou být znovupoužity pro další generace. V neposlední řadě je půda důležitým materiálem, po kterém můžeme chodit a na němž můžeme stavět (Brady, Weil 2014). Jelikož je půda velmi cenným přírodním bohatstvím, které je nutné zachovat pro přežití a prosperitu budoucích generací, je nutné ji chránit.

Kombinací půdu utvářejících faktorů se v průběhu milionů let vytvořily unikátní půdní typy, které souvisí s mateční horninou, klimatem, biotou, reliéfem a

v neposlední řadě také s časem a vlivem člověka. V souvislosti s klimatem nelze opomenout teplotu a intenzitu srážek. Díky všem těmto faktorům vytváří půda velmi variabilní půdní horizonty, které tvoří půdní profil. Mezi další proporce půdy patří půdní textura, která souvisí s velikostí půdních částic, což je důležité pro retenci vody a obsah nutrientů v půdě. Půda s vyšším obsahem jílovitých částic má lepší predispozice k zadržení vody a minerálních látek (Bargett 2009). Dalším přirozeným jevem je tvorba tzv. agregátů. Toto elementární seskupení půdních částic tvoří půdní strukturu a na jejím vzniku se podílí obsah a kvalita organické hmoty a půdních koloidů, výměnné kationty v koloidním systému, biologická činnost atd. Podle matečné horniny lze nalézt v půdách určitý stupeň minerálního podílu. Současně uznávaný systém klasifikace půd je FAO – UNESCO, kdy jsou půdy řazeny do referenčních tříd, k půdním typům, půdním druhům apod. (Šarapatka 2014).

Nejvíce zřetelný vliv člověka na pedosféru je při odstranění přirozené vegetace pro zemědělské účely. S tímto souvisí také změny fyzikálních a chemických změn způsobené hnojením, odvodňováním a používáním těžké techniky (Bardgett 2009).

Tab. 1 Rozlišení půd do skupin - půdní druhy

půda	Písčítá	Lehké
	Hlinitopísčítá	
	Písčitohlinitá	Střední
	Hlinitá	
	Jílovitohlinitá	
	Jílovitá	Těžké
	Jíl	

Zdroj: převzato od Škarpa 2013

3.5 Fyzikálně-chemické charakteristiky půd

3.5.1 Půdní sorpční komplex

Půdní koloidy s určitým nábojem přitahují ionty s nábojem opačným. V půdě převládají acidoionty, které přitahují kationty, jako např. H^+ , Al^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} . Sorpci ovlivňuje také koncentrace těchto kationtů v půdním roztoku. V kyselých půdách

převažuje adsorpce H^+ a Al^{3+} . Naproti tomu v neutrálním prostředí je adsorpce těchto kationtů nízká, jelikož jsou v půdním roztoku málo obsaženy. V zásaditých půdách převládají dvojmocné kationty Ca^{2+} a Mg^{2+} a v aridnějších oblastech i Na^+ . Kationty, které jsou navázány na koloidy, mohou být předměty výměny s dalšími kationty v půdním roztoku a koloidy se tím pádem stávají významným bodem pro výměnné reakce iontů v půdě (Šarapatka 2014).

Sorpční vlastnosti půdy patří mezi jedny z nejdůležitějších charakteristik z hlediska vazby původních i dodávaných substancí. Pro rostliny mají význam ty formy, které se nacházejí v půdním roztoku a jsou tak vratně poutány na tuhou fázi půdy. Sorpční kapacita půdy je důležitým ukazatelem její úrodnosti. Nejdůležitější je navázaná suma bazických kationtů, a to Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , resp. NH_4^+ , vztahující se na 1 kg vzorku. Pokud je nasycení půdního sorpčního komplexu výměnnými bázemi optimální, je tento komplex nasycen z 60 – 80 % Ca^{2+} , 10 – 20 % Mg^{2+} a méně než 5 % K^+ . Pro výživu rostlin je optimální, pokud je v sorpční kapacitě přibližně třikrát více Mg^{2+} než K^+ a jejich vzájemný poměr (Mg/K) by neměl klesnout pod 2. Důležité je znát poměrné zastoupení zmíněných bází k celkové sorpční schopnosti půdy. Tato hodnota sorpční nasycenosti se označuje jako „V“ (Fiala, Krhovjáčková 2009).

Tab. 2 Klasifikace hodnot maximální sorpční kapacity a stupně nasycení půdního sorpčního komplexu

KVK [mmol(+).kg⁻¹]	Hodnocení	V [%]	Hodnocení
< 80	velmi nízká	< 30	extrémně nízká
80 – 130	Nízká	30 – 50	nenasycená
130 – 240	Střední	50 – 75	slabě nasycená
240 – 300	Vysoká	75 – 90	nasycená
> 300	velmi vysoká	90 – 100	plně nasycená

Zdroj: Fiala, Krhovjáčková 2009

3.5.2 Elektrická konduktivita (E.C.)

Soli přítomné v půdě působí jako vodič elektrického proudu. Elektrický proud je veden v přímé závislosti na koncentraci přítomných látek. Měření elektrické konduktivity (dále jen E.C.) je spolehlivou, levnou a rychlou metodou, jak zjistit

zasolení v půdě. Jednotkou vodivosti je Siemens, kdy všeobecná akceptovatelná hranice nezasolené půdy je $\leq 2 \text{ mS.cm}^{-1}$ (Fiala, Krhovjáčková 2009).

Tab. 3 Základní hodnocení E.C.

skupina podle USDA	hodnocení	EC _{SE} (dS/m)	Celková koncentrace soli v %	Reakce plodin
0	nezasolené	0 – 2	<0.15	Dopady salinity jsou zanedbatelné s výjimkou nejvíce citlivých rostlin
1	slabě zasolené	4 – 8	0.15 – 0.35	Úrodnost většiny plodin je omezena
2	středně zasolené	8 – 15	0.35 – 0.65	Dostatečně plodí jen odolné rostliny
3	silně zasolené	>15	>0.65	Dostatečně plodí jen velmi odolné rostliny

Zdroj: převzato od Sáňka, Materna 2004

3.5.3 Kationtová výměnná kapacita (KVK)

Kationtová výměnná kapacita (dále jen KVK) představuje množství iontů, které je půda schopna sorbovat. Pokud má půda např. 150 molů pozitivního náboje na jednotku hmotnosti (mmol.kg^{-1}), může sorbovat 150 mmol H^+ a může ho vyměnit se 150 mmol jiného monovalentního kationtu. Obecně lze říci, že 150 mmol negativního náboje na kg půdy přitahuje 150 mmol pozitivního náboje kationtů. Celková kationtová výměnná kapacita půdy je ovlivňována množstvím koloidních částic a kationtovou výměnnou kapacitou každého z nich. Půdy s vyšším obsahem jílových minerálů a humusu mají KVK vyšší. Jeden mmol negativního náboje je tedy opatřen jedním mmol H^+ nebo K^+ a dalšími monovalentními kationty, polovinou Ca^{2+} nebo např. Mg^{2+} a třetinou mmol Al^{3+} nebo jinými trivalentními kationty. KVK je spojena také s pH půdy. V závislosti na pH půdy můžeme KVK rozdělit na potenciální a účinnou nebo aktuální. V našich podmínkách mají nejvyšší KVK

černozemě. Podle nasycení sorpčního komplexu mohou nastat případy kdy je sorpční komplex nasycen s převahou H^+ iontů. V tomto případě je reakce půdy kyselá, půda má nestabilní strukturu a humus je tvořen sloučeninami kyselého charakteru. Dalším případem je sorpční komplex nasycený dvojmocnými kationty, kde jsou vázány především ionty Mg^{2+} a Ca^{2+} . Posledním případem je komplex nasycený jednomocnými kationty, zejména Na^+ . V tomto případě bývají půdy alkalické a mívají velkou zásobu vodorozpustných solí (Šarapatka 2014).

Tab. 4 Kritéria pro hodnocení kationtové výměnné kapacity

hodnocení	sorpční kapacita (mmol/kg)
nízká	< 120
střední	121 – 180
vysoká	> 180

Zdroj: převzato od Sáňka, Materna 2004

3.5.4 Půdní reakce (pH) a obsah živin

Půdní reakce neboli kyselost půdy je velmi důležitý ukazatel půdního prostředí. Půdní pH nepřímo vytváří podmínky pro růst rostlin a biologickou aktivitu mikroorganismů. Také ovlivňuje koncentraci a zastoupení iontů v půdním roztoku, rozpustnost sloučenin a látek v půdě, sorpci živin a půdní koloidy. Je jednou z nejdůležitějších vlastností, které se podílejí na úrodnosti půdy a příjmu živin. Reakce půdy usměrňuje zvětrávání, půdotvorné, chemické, fyzikálně-chemické i biologické procesy v půdách (Poláková et al. 2017). Půdní reakce je odrazem stupně nasycenosti půdního sorpčního komplexu. Výsledkem interakce tohoto komplexu, pufrací schopnosti půdy a látek, které do půdy vstupují, je změna hodnoty půdního pH. Mezi prvky, které jsou schopny měnit půdní pH patří např. hnojiva, atmosférické srážky nebo solení komunikací. Optimální hodnota pH je předpokladem pro efektivní využití hnojiv a půdních živin pro rostliny (Fiala, Krhovjáčková 2009). Půda se stává kyselou, když jsou bazické kationty vyplavovány z půdního profilu a nahrazovány H^+ nebo Al^{3+} . Kyselost půdy může být způsobena např. rozkladem CO_2 ve vodě, kyselými dešti či dekompozicí organické hmoty. Hodnota půdního pH je přímo spojena s dostupností nutrientů a s půdní biotou. Fauna je často velmi citlivá vůči

kyselému prostředí (Bardgett 2009). V aridním až semiaridním prostředí je půdní pH spíše alkalické (Brady Weil 2014).

Draslík (K^+)

Draslík je prvek, který zajišťuje důležité fyziologické funkce v organismech. Podporuje např. syntézu chlorofylu a při nedostatku je narušena enzymatická syntéza některých organických kyselin. Draslík se vyskytuje ve třech základních formách s průměrným obsahem v půdách asi 1,3 %. V první formě se K^+ v minerálních půdách vyskytuje v 90 – 98 % celkového obsahu tohoto prvku a je v relativně nepřístupné formě. Druhou formou je K^+ ve snadno přístupné formě a tvoří asi 1 – 2 % celkového obsahu. V této formě se vyskytuje jednak v půdním roztoku nebo jako výměnný K^+ adsorbovaný na koloidních površích. V třetím případě je K^+ pevně fixován půdními koloidy a tvoří tak pomalu přístupné formy. Mezi výměnným a nevýměnným K^+ je v půdě rovnováha (Šarapatka 2014). Obsah K^+ u většiny půd činí 0,5 – 3,2 % (Poláková et al. 2017).

Hořčík (Mg^{2+})

Hořčík patří pro rostliny k nenahraditelným prvkům. Je obsažen v chlorofylu a mezi jeho významné funkce patří aktivace enzymatických pochodů a ovlivňování metabolismu sacharidů, lipidů a nukleových kyselin (Šarapatka 2014). Půdy obsahují průměrně 0,4 – 0,6 % Mg^{2+} . V sorpčním komplexu půdy by měl zaujímat postavení hned za Ca^{2+} , a to 10 – 15 % KVK. Rozhodující je také vztah k dalším kationtům, především ke K^+ , kdy poměr těchto kationtů by měl být 3 : 1, neméně 2 : 1 (Poláková et al. 2017).

Sodík (Na^+)

Sodík významně ovlivňuje fyzikální vlastnosti půd. Zvýšené obsahy nepříznivě ovlivňují vlastnosti půd (fyzikální, fyzikálně-chemické, chemické i biologické). Sodík se snadno vyluhuje z půdy a snadno se akumuluje v podzemních vodách. V podmínkách výparného režimu může způsobovat zvýšenou salinitu půd. Vyšší koncentrace potlačují příjem Ca^{2+} , K^+ a Mg^{2+} (Šarapatka 2014). Akumulace Na^+

v půdě může kromě zvýšení pH způsobit snížení propustnosti půdy a zvyšovat kompaktnost těžších půd. Sodík je z hlediska poškození půd považován za více škodlivý než Cl^- (Sáňka, Čupr 2004). Sodík se také navazuje na půdní částice a snižuje tak dostupnost esenciálních prvků pro rostliny, které poté trpí látkovým deficitem (Černohlávková et al. 2008).

Vápník (Ca^{2+})

Vápník je důležitý pro optimální fyzikální, fyzikálně chemické i biologické vlastnosti půdy. Eliminuje ionty H^+ , Al^{3+} , Mn^{2+} , dále je důležitý z hlediska koagulace koloidů, sycení sorpčního komplexu a výskytu i aktivity mikroorganismů. Vápník je v půdním roztoku převažujícím kationtem. Jeho obsahy se různí dle odlišných půdních typů. Jde o široké rozmezí od 0,15 % na kyselých písčitých půdách v humidních oblastech až do více než 10 % na půdách karbonátových (Poláková et al. 2017). Pro vegetaci je nenahraditelný, jelikož ovlivňuje koloidní stav plazmy a průběh biochemických reakcí. Společně s Mg^{2+} se vyskytuje v krystalových mřížkách minerálů, ve formě výměnné i ve formě solí. Přirozeným zdrojem těchto prvků mohou být především uhličitaný (Šarapatka 2014).

Tab. 5 Kritéria hodnocení výměnné půdní reakce

Hodnota pH v KCl	Půdní reakce	Půdní druh	TTP		Orná půda	
			optim.	žádoucí	optim.	žádoucí
$\leq 4,5$	extrémně kyselá		optim.	žádoucí	optim.	žádoucí
4,6 – 5,0	silně kyselá		rozmezí pH		rozmezí pH	
5,1 – 5,5	kyselá	písčítá	5,0	4,5 - 5,2	5,5	5,3 - 5,7
5,6 – 6,5	slabě kyselá	hlinitopísčítá	5,0	4,5 - 5,2	6,0	5,8 - 6,2
6,6 – 7,2	neutrální	písčitohlinitá	5,2	4,8 - 5,5	6,5	6,3 - 6,7
7,3 – 7,7	alkalická	hlinitá	5,5	5,3 - 6,0	7,0	6,5 - 7,5
$\geq 7,7$	silně alkalická	Jíl	5,5	5,3 - 6,0	7,0	6,5 - 7,5

Zdroj: převzato od Fiala, Krhovjáčková 2009

3.5.5 Půdní organická hmota

Půdní organická hmota je komplexní směs různých materiálů, která je ovlivněna fotosyntetizujícími rostlinami. Prostřednictvím rozkladných procesů se dále mění a zvyšuje se její rozmanitost ve složení. Tato různorodost ve složení příznivě přispívá

k mnoha funkcím v půdním prostředí (Huang et al. 2012a). Velmi důležitou součástí půdní organické hmoty je půdní humus. Ve vztahu k úrodnosti půdy zaujímá otázka humusu čelní místo ve vazbě ke kvantitě, kvalitě, dynamice jeho přeměn a vlastností vznikajících humusových látek (Fiala, Krhovjáčková 2009).

Tab. 6 Hodnocení obsahu půd. humusu na základě stanovení organického uhlíku

Obsah C _{ox} [%]	Obsah humusu [%]	Hodnocení
< 0,12	< 1,0	velmi nízký
0,12 – 0,16	1,0 – 1,9	nízký
0,16 – 0,24	2,0 – 2,9	střední
0,24 – 0,35	3,0 – 5,0	dobrý
> 0,35	> 5,0	vysoký

Zdroj: převzato od Fiala, Krhovjáčková 2009

3.5.6 Zasolení půdy

Zasolení spočívá ve zvýšeném obsahu rozpustných minerálních látek v půdotvorném substrátu, půdě i vodě. Takovéto půdy vznikly v přírodě pedogenetickým procesem, který je podmíněný vysokým obsahem ve vodě rozpuštěných solí a/nebo Na⁺ v půdotvorném substrátu a matečné hornině, v podzemní nebo povrchové vodě, a také v ovzduší. Sůl se poté uvolňuje při zvětrávání minerálů. Hlavními ionty minerálních solí jsou Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, HCO₃⁻, CO₃²⁻ a NO₃⁻. Zasolením je celosvětově ohroženo okolo 23 % výměry zemědělské půdy (Šarapatka et al. 2002). Přirozeně se zasolení může v našich podmínkách vyskytovat v aridních a semiaridních oblastech, kdy výpar vody z půdy převyšuje příjmy v podobě srážek. Toto zasolení nebývá v našich podmínkách častým jevem. Můžeme rozlišit tři základní typy zasolení a to, síranové (se zvýšeným obsahem CaSO₄), sodné (se zvýšeným obsahem Na₂CO₃) a chloridové (se zvýšeným obsahem NaCl). Nejčastěji se setkáváme se zasolením smíšeného charakteru. Stupeň zasolení bývá posuzován v souvislosti s typem zasolení. Rozlišujeme nízký stupeň zasolení, kdy není shledán podstatný vliv na stav půdy a na vegetaci. Střední stupeň, který se projevuje na stavu půdy a vegetace a stupeň vysoký, kdy je výrazně ničen půdní stav a vývoj nehalofytních rostlin (Tomášek 2007). Kromě primárního zasolení, které je přirozené, rozlišujeme také zasolení sekundární, jež svou činností způsobil člověk. Jde především o zvýšení hladiny mineralizované podzemní vody závlahou nebo

výstavou vodních děl, aplikací nekvalitní závlahové vody, nadměrné hnojení průmyslovými hnojivy, nebo také o solení komunikací. Nejvíce náchylné na zasolení způsobené zvýšením hladiny mineralizované podzemní vody jsou jílovité půdy (Šarapatka et al. 2002). Zasolené půdy jsou náchylnější k desertifikaci a erozi. U takovýchto půd lze očekávat nízkou kvalitu jak půdního substrátu, tak i vody. Nejčastěji bývá tato problematika vztažena k ovlivnění produktivity půdy. Do určité míry ale lze sodické půdy revitalizovat, a to pomocí chemického ošetření nebo remediací pomocí vegetace. Využití rostlin má ekonomické, environmentální i agronomické výhody, ovšem celý proces je velmi zdoluhavý (Huang et al. 2012b).

3.6 Právní předpisy ochrany půdy v ČR a monitoring

Nárůst lidské populace zvyšuje tlak na přírodní zdroje. Proto je v rámci udržitelného rozvoje důležitá ochrana půdního fondu. Přijetí Světové charty o půdě na 21. konferenci FAO v roce 1981 poukazuje na to, že svět si uvědomuje vážnost situace a volí opatrnější způsoby zacházení s půdním fondem. Vážnost situace na poli ochrany půdy byla plně zdůrazněna i na mezinárodní konferenci „Environment and Development“ v Riu de Janeiru v roce 1992 (Hekera 2013).

Legislativně je ochrana půdy řešena řadou předpisů od ústavního práva, přes zákony až po předpisy nižší právní síly (např. vyhlášky). V ČR je ochrana půdy řešena především v zákoně č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, ve znění pozdějších předpisů, který byl novelizován zákonem č. 184/2016 Sb. (Sbírka zákonů ČR 2016a), a v zákoně č. 289/1995 Sb., o lesích. Prvky, které se zaměřují na ochranu půdy, nalezneme i zákonu č. 17/1992 Sb., o životním prostředí, jelikož půda patří mezi základní složky životního prostředí. V zákoně je uvedeno, že území nesmí být zatíženo lidskou činností nad únosnou míru. Pro posouzení znečištění půdy slouží vyhláška č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Tato vyhláška je novelizována vyhláškou č. 153/2016 Sb. (Sbírka zákonů ČR 2016b), která stanovuje podrobnosti ochrany kvality zemědělské půdy a změnu vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. V této vyhlášce nalezneme i limity obsahů potenciálně rizikových prvků v půdách. Na ochraně půdy se podílí i orgány státní správy, z těch nejvyšších je to Ministerstvo životního prostředí (dále jen MŽP) a Ministerstvo zemědělství (dále jen MZe). Již delší dobu je

diskutována ochrana půdy jako celku bez rozlišení na zemědělskou a lesní. Samostatný zákon, který by se věnoval ochraně půdy *sensu lato*, není ale v dohledné době připravován (Šarapatka 2014). Na základě zákona č. 156/1998 Sb. a zákona č. 147/2002 Sb. je prováděn monitoring zemědělských půd (Hekera 2013).

V souladu se zákonem č. 147/2002 Sb. o Ústředním kontrolním a zkušebním ústavu zemědělském (dále jen ÚKZÚZ) jsou formulovány cíle bazálního monitoringu půd. Ten je novelizován zákonem č. 279/2013 Sb. o Ústředním kontrolním a zkušebním ústavu zemědělském a o změně některých souvisejících zákonů, ve znění pozdějších předpisů a další související zákony (Sbírka zákonů ČR 2013). Požadavkem MZe a MŽP je, aby výsledky monitoringu sloužily především jako podpora pro rozhodování na všech úrovních státní správy a pro návrhy a novely legislativních předpisů (Hekera 2013).

Monitoring půd probíhá především z důvodů zjištění skutečného stavu a stanovení stupně poškození půdy. Kontaminace půd patří mezi významný degradační faktor a negativně ovlivňuje základní funkce půdy a ohrožuje zdraví člověka a dalších živých organismů. Monitoringem se dále objasňují trendy vývoje negativních změn, dochází ke specifikaci příčin a kvantifikaci těchto změn. Monitoring dále slouží, jako podklad k legislativě a vytvoření databáze pro základní a aplikovaný výzkum. Monitoring půd zabezpečují ÚKZÚZ, Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky a Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti (Hekera 2013).

První podrobný průzkum půd v bývalém Československu byl ustanoven v roce 1961 a byl pojmenován „Komplexní průzkum zemědělských půd“ (dále jen KPZP) (Hekera 2013). Výsledkem KPZP byly jednotlivé mapy, které zobrazovaly hranice genetických půdních představitelů. Následně byl zaveden systém Bonitovaných půdně ekologických jednotek (BPEJ) jako komplexních agroekologických a ekonomických charakteristik půd (Sobocká, Šarapatka et al. 2018). Za účelem kontroly stavu základních půdních vlastností, které jsou nedílnou součástí ukazatelů kvality zemědělské půdy, se provádí Agrochemické zkoušení zemědělských půd (dále jen AZZP). Tyto informace jsou získávány od r. 1961 a v současné době představuje AZZP moderní systém kontroly půdní úrodnosti. Metodicky a organizačně je AZZP zajišťován ÚKZÚZ, který organizuje odběr půdních vzorků, provádí analýzy a zpracovává výsledky, které pravidelně vyhodnocuje a porovnává. V základním souboru zjišťovaných půdních vlastností jsou zahrnuty hodnoty půdní reakce a obsahy přístupných živin (P, K, Mg, Ca),

stanovení půdního druhu, výpočet potřeby vápnění, výpočet aktuální KVK a výpočet procentního zastoupení kationtů v sorpčním komplexu (Hruška et al. 2018). Veškeré výsledky v rámci AZP jsou uvedeny v databázi „registru kontaminovaných ploch“. Od roku 1992 vznikla v ČR síť monitorovacích ploch, jež slouží ke sledování kvality zemědělské půdy. Provozování této sítě je v garanci ÚKZÚZ za podpory MZe ČR. V rámci monitoringu rizikových látek v půdě je hodnoceno také potenciální ohrožení potravního řetězce člověka. Terénní a analytické práce a také vyhodnocení výsledků bazálního monitoringu půd je zabezpečováno Národními referenčními laboratořemi v Praze, Brně a Opavě. Laboratoře jsou součástí vnitřního systému pro řízení jakosti a jsou členy mezinárodního systému porovnávání analytických výsledků organizovaných Zemědělskou univerzitou ve Wageningen – International soil-analytical exchange. V rámci databáze SEKM (Systém evidence kontaminovaných míst je v České republice evidováno asi 7000 potenciálně kontaminovaných míst, převážně s charakterem staré ekologické zátěže. Podle ÚKZÚZ je v zemědělských půdách evidováno cca 5% plochy s nadlimitním obsahem rizikových látek (Hekera 2013).

3.7 Zimní údržba komunikací a efekt na ŽP

Pro zajištění sjízdnosti a bezpečnosti se na celém evropském území obecně používají dva druhy posypových materiálů, a to:

- Inertní, neboli zdrsňující posypové materiály – tyto látky zvyšují součinitel tření zledovatělé vrstvy na komunikaci
- Chemické rozmrazovací materiály – tyto látky jsou schopné způsobit tání sněhu a ledu, tím, že svými vlastnostmi způsobují jejich fyzikálně chemické změny

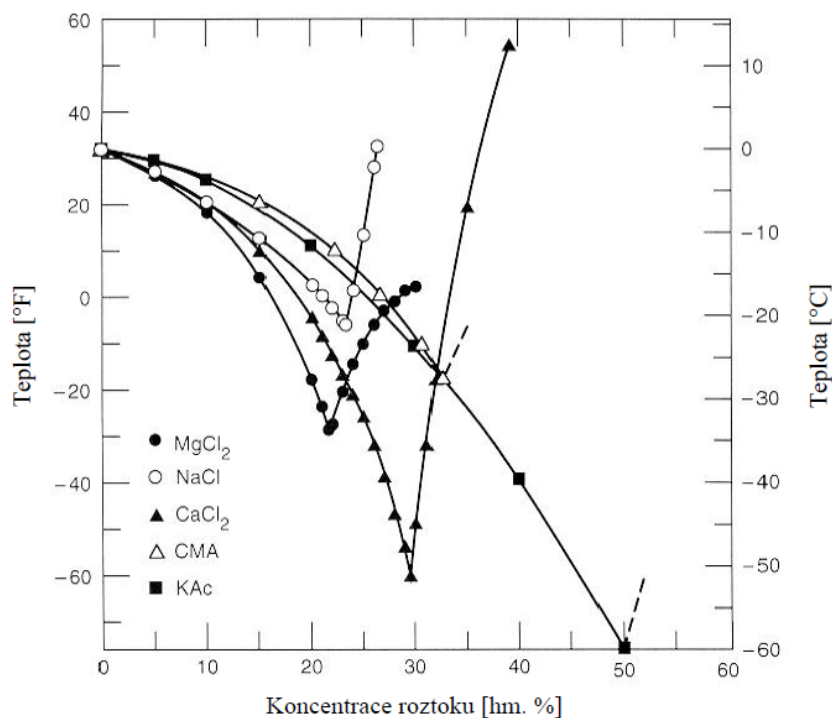
Materiály používané pro rozmrazování se nazývají „De-icing“ materiály. Jako prevence proti námrazám se používají „Anti-icing“ materiály (CDV 2007, 2009).

3.7.1 Inertní posyp

Při používání zdrsňujících materiálů k zimní údržbě pozemních komunikací se setkáváme s řadou nevýhod. Jelikož při používání dojde k rozdrolení a znečištění materiálu, nelze tento posyp již znovu použít. Také velmi často obsahuje celou řadu škodlivých látek a je zdrojem prašnosti. Materiál je také nutné po zimních měsících odklízet, což je spojeno s dalšími náklady a znečištěním ŽP zplodinami z odklízecích mechanismů. V neposlední řadě se odklizený materiál musí někde uložit nebo proběhne jeho recyklace. Metody jsou však velmi nákladné a tvoří další zátěž pro ŽP (CDV 2007).

3.7.2 Chemický posyp

Mezi rozmrazovací látky, které se na evropském území používají při zimní údržbě silnic, patří zejména chlorid sodný (dále jen „NaCl“), dále chlorid vápenatý (dále jen „CaCl₂“), chlorid hořečnatý (MgCl₂), močovina, alkoholy, glykoly, octan vápenato–hořečnatý (CMA) a octan draselný (KAc). Díky svým vlastnostem a dostupnosti je na území ČR nejběžněji používán NaCl, v menší míře CaCl₂. Chemické rozmrazovací látky jsou schopny zabránit tvorbě ledu nebo rozpustit sníh tím, že snižují bod mrznutí vody. Tento pokles ovšem není nekonečný. Jednotlivé druhy posypových solí mají svůj eutektický bod. V tomto bodě tuhnutí nasycený roztok stejnoměrně zmrzne. Pro zimní údržbu komunikací leží hranice praktického použití solí dosti zřetelně nad eutektickým bodem. Soli začínají fungovat jako rozmrazovací látky až po absorbování vodní vlhkosti. Proto se často pro urychlení rozmrazovacího efektu vlhčí vodou (CDV 2007).



Obr. 7 Fázový diagram pro 5 různých chemických rozmrazovacích látek
Zdroj: CDV 2007

3.7.3 Chlorid sodný (NaCl)

Jde o nejpoužívanější chemický posyp vůbec. Těží se v solných dolech a lze ho získat také odpařováním mořské vody. Pro údržbu komunikací je používán v pevném stavu nebo jako solný roztok, tzv. solanka. Při koncentraci NaCl 23 % leží jeho eutektický bod v $-21,2\text{ }^{\circ}\text{C}$ (CDV 2007). Jeho výhoda spočívá v nízké ceně, snadné uchovatelnosti, manipulaci a disperzi. Chlorid sodný je ale účinný pouze do $-9\text{ }^{\circ}\text{C}$. Pokud je aplikován při nižších teplotách je schopný roztát pouze 10 % sněhu a ledu (Ramakrishna, Viraraghavan 2005). Pokud teplota klesne pod $-7\text{ }^{\circ}\text{C}$, tak je běžně používán s příměsí CaCl_2 . Tato látka je ovšem až šestkrát dražší než NaCl. Cena materiálů má značný vliv při rozhodování, který posypový materiál aplikovat. Na účinnost NaCl má vliv také relativní velikost zrna. Doporučená zrnitost se pohybuje od 0,16 do 5 mm. Pro zpomalení tvrdnutí se do posypového materiálu přidávají tzv. protispěkové látky. Obvykle jde o příměsí malého množství ferrokyanidu draselného nebo ferrokyanidu sodného. Chlorid sodný je endotermickou látkou, tudíž k tomu, aby vytvářel komplexní účinek, potřebuje dodat určitou externí tepelnou energii. V praxi může být tato energie dodána slunečním zářením nebo přímo pohybem vozidel po komunikaci (CDV 2007).

3.7.4 Chlorid vápenatý (CaCl_2)

Tato látka vniká především jako vedlejší produkt při výrobě sody. Hlavní výhodou CaCl_2 je jeho vysoká účinnost i při velmi nízkých teplotách, a to až do $-35\text{ }^\circ\text{C}$. Jeho eutektický bod leží v $-50\text{ }^\circ\text{C}$ pro roztok o koncentraci asi 30 %. Počátek rozpouštění sněhu a ledu je značně rychlejší, než je tomu u NaCl , protože CaCl_2 je silně hygroskopický. Nejčastěji se používá jako solanka o koncentraci roztoku 26 %. Materiál se dodává ve formě vloček nebo šupin prakticky čistého hydroxidu vápenatého ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). S tímto materiálem je nutné nakládat velmi opatrně. Pokud dojde k narušení obalu a tím ke kontaktu s vlhkostí, začne se tvořit hexahydrát chloridu vápenatého ($\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$). V takovémto případě dochází ke znehodnocení velmi drahého posypového materiálu. Oproti endotermnímu NaCl je CaCl_2 exotermní látkou, takže energii nepotřebuje přijímat, ale je schopna ji vydávat. Také je CaCl_2 schopný rychleji nastartovat tavicí proces právě díky své silné hygroskopicitě (CDV 2007).

3.7.5 Chlorid hořečnatý (MgCl_2)

Pro účely zimní údržby se tato látka používá pouze při likvidačním posypu. Pokud by MgCl_2 byl použit jako prevence, může dokonce zhoršit bezpečnost dopravy na vozovkách tím, že sníží součinitel tření a dojde ke nížení přilnavosti pneumatik ke komunikaci. Látka vzniká jako vedlejší produkt při výrobě uhličitanu draselného (K_2CO_3) a při koncentraci 21,6 % má eutektický bod při $-33\text{ }^\circ\text{C}$ a používá se při teplotách nižších než $-9\text{ }^\circ\text{C}$. Jde o silně hygroskopickou látku, dokonce více než CaCl_2 , a z výroby se převážně přepravuje již ve formě roztoku. Sůl MgCl_2 není toxická pro vegetaci, proto se v rámci zvyšování nároků na ochranu přírody v zemích, jako je např. USA, Kanada, Austrálie nebo Nový Zéland, stále více rozmáhá použití právě této látky. Aplikuje se v místech, kde je třeba chránit vodní zdroje a cenná území. Uvolňuje o 40 % méně chloridů než NaCl nebo CaCl_2 a nezanechává solný prach. Z tohoto plyne menší vliv na vegetaci a výrazně menší obsah prachových částic v ovzduší. Na druhou stranu z výše uvedeného vyplývá, že používání MgCl_2 i přes všechny své výhody, je sporné v souvislosti se zachováním bezpečnosti na komunikacích (CDV 2007).

3.7.6 Močovina – CO (NH₂)₂

Látka je použitelná pouze pro teploty, které jsou těsně pod bodem mrazu, poněvadž její eutektický bod leží v -12°C . Při aplikaci se mísí s vodou nebo s pískem, protože jde o látku velmi lehkou a tudíž snadno odvanutelnou větrem. Mezi hlavní přednosti patří nízký korozivní účinek na materiály. Cena tohoto posypového materiálu je až osmkrát vyšší než je tomu u NaCl, proto se používá pouze ve specifických případech, např. na letištních plochách. Kromě vysoké ceny je nevýhodou také možná eutrofizace vod a růst bujné vegetace podél komunikací (CDV 2007).

3.7.7 Octan vápenato–hořečnatý (CMA) a octan draselný (KAc)

Jelikož chloridy mají prokazatelný negativní účinek na silniční povrchy, kovy a ŽP, vědci se snaží najít alternativu, která bude mít co nejmenší negativní dopady. Přiblížili se tomu objevem octanu vápenato-hořečnatého (CAM - Calcium Magnesium Acetate), který má eutektický bod při $-27,5^{\circ}\text{C}$, a octanu draselného (KAc - Potassium Acetate) s eutektickým bodem v -60°C . CAM se rychle rozkládá, a tudíž nepředstavuje riziko pro půdu a vegetaci. Na druhou stranu octany snižují množství dostupného kyslíku ve vodě a tím pádem ho nelze použít v blízkosti ochranného pásma vodních zdrojů. Výhodou používání CMA je nízký korozivní účinek, proto je vhodný pro používání na ocelových nebo železobetonových mostech. Nevýhodou představuje až neúnosně vysoká cena a při rozpuštění stejného množství ledu je třeba dvakrát až třikrát více CAM než NaCl. Používá se tedy jen ve výjimečných případech na extrémně citlivých lokalitách. Nutno dodat, že při manipulaci s CAM se u některých pracovníků vyskytly respirační a kožní potíže (CDV 2007).

3.7.8 Safecote

Jde o viskózní materiál tmavě hnědé barvy, který je vyráběn z odpadů zemědělské výroby a nabízen v Evropě pod názvem Safecote. Látka má pozitiva ve své

biologické odbouratelnosti a působí jako inhibitor koroze. Ideální je používat směs 90 % NaCl s 10 % prostředku Safecote. Cena je v porovnání s NaCl 1,5 až 2 krát vyšší. Na druhou stranu po použití této směsi je výrazně snížen interval opětovné aplikace. Na vozovce vydrží směs až 7 krát déle než samotná posypová sůl. Tímto dochází ke snížení nákladů spojených s provozem techniky zimní údržby. Safecote ale není vhodný na úseky komunikací s nízkou dopravní intenzitou. V takových případech může vytvářet na sněhu kluzký film a tím snižovat sjízdnost vozovky (CDV 2009).

3.7.9 Další rozmrazovací materiály

K dalším rozmrazovacím látkám patří alkoholy a glykoly. Pro jejich antikorozivní vlastnosti jsou nejčastěji používány na letištních plochách. Díky jejich negativnímu účinku na ŽP, vysoké pořizovací ceně a malé účinnosti se při údržbě silnic prakticky nikde nepoužívají. Dalším, dnes již průmyslově nevyráběným, posypem je tonacal. Jedná se o NaCl s příměsí CaCl_2 s názvem SILPO 8. Tato látka je hygroskopická, snadno rozpustná ve vodě a účinná do -15°C . Používá se k uvolňování zdušeného sněhu a ledu z vozovek a chodníků. Na komunikacích např. ve Vídni se používá, především kvůli ochraně ŽP, uhličitan draselný (K_2CO_3), který je ovšem velmi drahý. Pro odstraňování sněhové a ledové pokrývky je dále používán roztok dusičnanu amonného s močovinou a inhibitory koroze s obchodním názvem Transheat 2000. Nastartování procesu rozmrazování je nezávislé na povětrnostních podmínkách a je účinný do teploty -20°C . Tato skutečnost je významným faktorem, který předurčuje využití tekutiny při zmírňování a odstraňování kluzkosti povrchu pozemních komunikací a letišť při námraze a náledí. Výhodou je také, že látka obsahuje směs lehce rozložitelných organických sloučenin, a tudíž nepředstavuje riziko pro vodní prostředí (CDV 2007).

Tab. 7 Doporučení pro aplikaci posypových materiálů

strategie/metoda	Materiál	interval teploty vozovky	spotřeba v kg na 1 km jízdního pruhu
preventivné opatření před vznikem náledí	tekuté materiály pevné materiály předvlhčené pevné materiály	od 0 °C do -12 °C	18 – 110 kg
odstranění ledu a sněhu z vozovky	suché pevné materiály předvlhčené pevné materiály	od 0 °C do -18 °C	113 – 400 kg
abrazivní materiály	předvlhčení abrazivní materiály	bez omezení	225 – 2700 kg
	suché abrazivní materiály		
	směsi solí a abrazivního materiálu	od 0 °C do -18 °C	225 – 2700 kg

Zdroj: CDV 2007

3.7.10 Legislativní úprava

Zimní údržba se v České republice provádí dle plánu zimní údržby, který legislativně vychází ze zákona č. 13/1997 Sb., o pozemních komunikacích a z vyhlášky Ministerstva dopravy a spojů č. 104/1997 Sb., kterou se provádí zákon o pozemních komunikacích. V zájmu ochrany přírody se pravidla pro zimní údržbu vyskytují také v zákoně č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, který v §16 zakazuje chemický posyp cest na celém území národních parků (NP) a v § 26 zakazuje totéž na celém území CHKO. Pokud veřejný zájem převažuje nad zájmem ochrany přírody, nebo v zájmu přírody, nebo tehdy, pokud povolovaná činnost významně neovlivní zachování stavu předmětu ochrany zvláště chráněného území, může příslušný orgán ochrany přírody podle § 43 udělit výjimku ze zákazů. Dříve tyto výjimky udělovala vláda ČR. Od 1. 12. 2009 je tato pravomoc v kompetenci Správ NP a CHKO, které výjimky povolují ve vedeném správním řízení. V ochranných pásmech zdrojů pitných vod mají hlavní slovo vodohospodářské správy, které udělují souhlas k použití příslušného posypového materiálu a dále podmiňují monitoring oblasti (CDV 2009).

Plán zimní údržby

Jelikož nejde udržovat všechny komunikace ve stejný čas, plán zimní údržby stanoví dle důležitosti různých komunikací priority v jejich údržbě. Jde o priority jak časové, tak i místní. Konkrétně v plánu zimní údržby pro Rožnov pod Radhoštěm jsou uvedena kritéria např. pro odstraňování sněhu při vrstvě vyšší než 5 cm a to do 30 min. v pracovní dny a do 60 min. v mimopracovní dny. Dále je uvedena kontaktní osoba a pořadí jednotlivých komunikací dle důležitosti odstranění jednotlivých závad. Nechybí ani popis technologie údržby pro vybrané komunikace a doporučený použitý materiál k posypu. V přílohách je uveden např. soupis techniky pro zimní údržbu (Plán zimní údržby 2018).

3.7.11 Mechanismy transportu látek do prostředí

Chemické rozmrazovací látky mohou mít vliv na ŽP během aplikace na vozovku nebo již při úniku v souvislosti s dopravou materiálu nebo během skladování. Při aplikaci látky na vozovku může být zbylá sůl na vozovce buď vysušená na prášek a dále pak přenášena do ovzduší díky pohybujícím se vozidlům a větrnému proudění, nebo může být sůl dále přenášena v tekuté formě. Dochází k rozstříku, odtečení nebo odhnutí solného roztoku pluhem. Tento roztok může odtéct do povrchové vody vozovkou, kanalizací nebo prosákne půdou a může také ulpět na vegetaci (CDV 2007).

Při používání materiálů pro zimní údržbu dochází k jejich transportu do okolí, a to:

- přímým rozptylem při aplikaci materiálu,
- rozstříkem sněhu, sněhové břečky a tavných vod od kol vozidel,
- transportem odtékajícími tavnými a srážkovými vodami do půdy a povrchových a podzemních vod,
- činností odklízecích mechanismů při údržbě vozovek,
- tvorbou aerosolu vlivem rotace kol, vozidel a jeho transportem,
- větrem, či tlakovou vlnou vytvářenou projíždějícími vozidly (Sáňka, Čupr 2004).

3.7.12 Poškození půdy solením

Pohyb solí v půdách není spojen jen s negativním vlivem na vodu a vegetaci, ale poškozuje také vlastnosti půdy z agrochemického a ekologického pohledu. Za normálních podmínek se nejvyšší obsahy solí v půdě akumulují podél krajnic, kde narušují jejich stabilitu. Transport do vzdálenějších míst závisí na místních podmínkách, jako je např. sklon svahu, směr a typ drenážního systému, půdní typ, vegetační kryt, přítomnost sněhu a ledu a také intenzita srážek. Vlivem srážek je sůl transportována povrchovým odtokem do okolních půd. Pokud dochází k penetraci sodíkových iontů půdním horizontem, mění se pH půdy a dochází tak k jejímu poškození. Ionty Na^+ jsou schopny vytěsnit Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , H^+ a Al^{3+} ze sorpčního komplexu a pH půdy se zvyšuje (Sáňka, Čupr 2004). Nahrazení iontů Mg^{2+} , Ca^{2+} a K^+ má za následek nízkou KVK v okolí silnic. Také může být zaznamenán úbytek organické hmoty, snížení úrodnosti půd a zvýšení náchylnosti k vysušení půdy (Willmert et al. 2018). Tímto dochází také k narušení půdní struktury, pedokompakci a k omezenému provzdušnění a propustnosti pro vodu (Sáňka, Čupr 2004). S narůstajícími Na^+ a Cl^- dochází také k narušení osmotického potenciálu, dispersi látek v půdě a může docházet také k mobilizaci určitých těžkých kovů, které jsou přítomny u krajnice především díky provozu automobilové dopravy. Díky Na^+ , který se naváže na půdní částice, může dojít k deficitu dalších nutrientů pro vegetaci (Černošlávková et al. 2008). Tyto změny jsou nejvíce patrné ve vzdálenosti do 10 m od kraje vozovky, přičemž intenzita se vzdáleností klesá. Půdy, které mají vyšší sorpční kapacitu (těžší půdy) a jsou ovlivněny solením, jsou schopny poutat 10 – 20 krát více sodíkových iontů a 2 – 8 krát více chloridových iontů než půdy, které poškozeny nejsou. Na druhou stranu lehké půdy mají nižší schopnost navazovat ionty. Sodíkové ionty mají sníženou rychlost translokace v půdním profilu, protože jsou pozitivně nabitě a podstupují iontovou výměnu s ostatními pozitivně nabitými částicemi. Naproti tomu ionty Cl^- jsou z půdy vymývány snadněji, jelikož mají negativní náboj stejně jako koloidní částice jílu (Sáňka, Čupr 2004).

3.7.13 Poškození rostlin solením

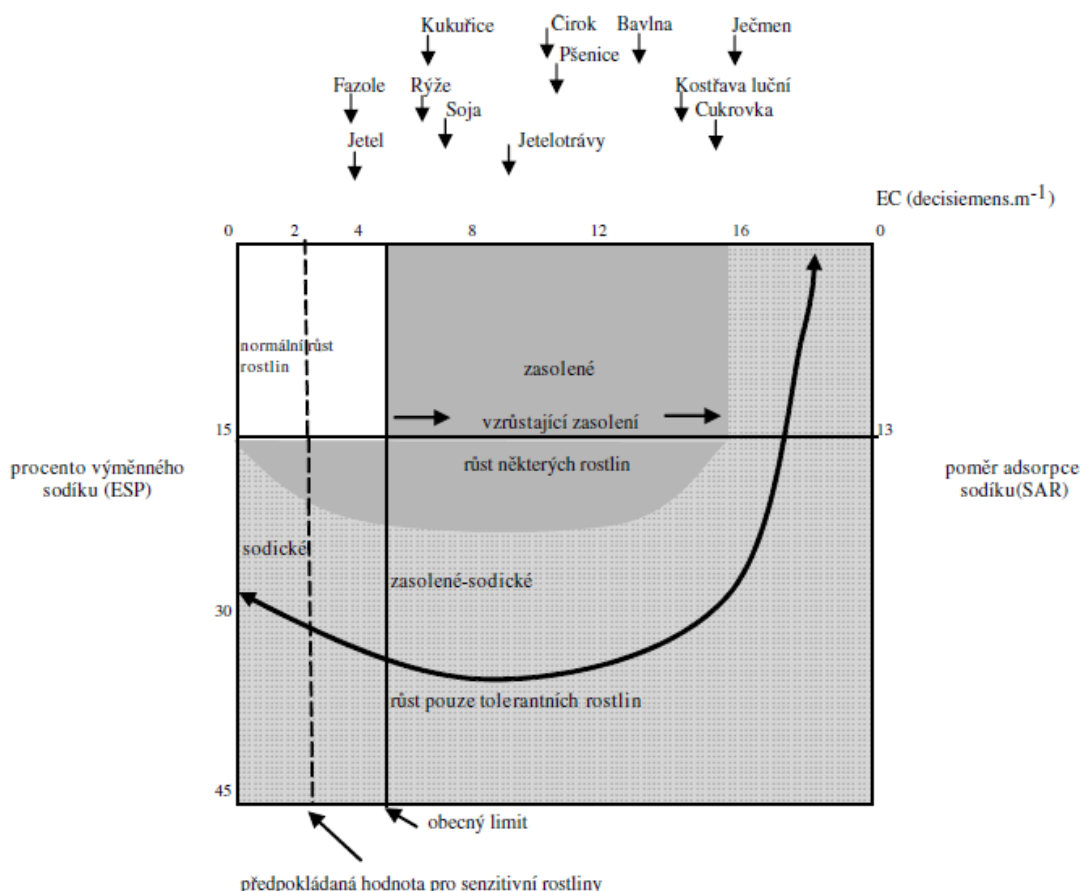
Půda je nezbytná pro život rostlin. Poskytuje vegetaci fyzickou oporu pro zakořenění, půdní vzduch a vláhu. Také modifikuje teplotu, je zásobárnou prvků nezbytných pro růst rostlin a v neposlední řadě poskytuje vegetaci ochranu před toxiny (Brady, Weil 2014). I přesto, že Cl^- a Na^+ patří mezi prvky pro rostliny esenciální, ve větším množství se stávají pro flóru toxickými. Zasolené půdy patří mezi hlavní abiotický stres rostlin, který způsobuje narušení homeostázy, vodního potenciálu a iontové distribuce. Dochází k poškození na molekulární a růstové úrovni rostliny a v konečném důsledku může vést až ke smrti jedince (Baltrėnas, Kazlauskienė 2007).

Kontaktní poškození rostlin může být způsobeno rozstříkáním solného roztoku, který se na nadzemní části vegetace dostává převážně ve formě kapek nebo aerosolu (Sáňka, Čupr 2004). Stres rostlin způsobený zasolením půdy je nejpatrnější několik málo metrů od silnic. S rostoucí vzdáleností od komunikace poškození klesá. Sůl může ovšem ulpívat na listech a stoncích rostlin i na stovky metrů daleko od zdroje znečištění, a to díky větru, který funguje jako nosič těchto látek. Zvýšená salinita poté může vést k fyziologickému suchu nebo deficitu nutrientů. Rostliny jsou zároveň méně otužilé a náchylné k mrazům. Mezi symptomy poškození patří také opožděné pučení či odumírání apikálních pupenů (Equiza et al. 2016). Nejnáchylnějšími k poškození jsou stálezelené rostliny, jelikož se nemohou škodlivin zbavit opadem. Ve vegetačních orgánech se také mohou kumulovat ionty Na^+ a Cl^- (Sáňka, Čupr 2004). Pokud dojde k poškození nadzemních orgánů solemi, stres se projeví především nekrózami a/nebo chlorózami, žloutnutím až hnědnutím listů nebo jehlic, předčasným opadem a také snížením schopnosti fotosyntetizovat. U mnoha druhů koreluje obsah Na^+ a Cl^- se stupněm poškození a mortalitou rostlin. K negativnímu efektu na citlivé druhy stromů dochází při hodnotách elektrické konduktivity vyšší než $2 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$. Také vysoké půdní pH způsobené aplikací solí může snižovat dostupnost např. fosforu, železa, zinku a manganu, což jsou prvky pro rostliny esenciální. Vysoké půdní pH má efekt také na asimilaci uhlíku, která je tímto snížena. Rostliny, které rostou v zasoleném prostředí s vysokými hodnotami půdního pH a E.C., se vyznačují snížením koncentrace chlorofylu v listech (Equiza et al. 2016). Citlivé na zasolení jsou také jehličnany, protože vyžadují nižší pH. K nejvíce poškozovaným stromům patří modřín opadavý, jedle bělokorá a borovice lesní.

K citlivým listnatým stromům se řadí topoly, ořešáky a javory. Naproti tomu mezi odolné dřeviny se řadí např. borovice kleč a smrk pichlavý, duby, břízy a jasany (Sáňka, Čupr 2004).

Při vyšší teplotě jsou nepříznivé vlivy zvýšené salinity výraznější, což je způsobeno zvýšenou dehydratací a zvýšeným příjmem látek kořenovým systémem. Vystavení větru a expozice přímému světlu mohou také zvyšovat stupeň dehydratace. Obecně bývá větší poškození viditelné na návětrné straně lokalit. Vysoké koncentrace solí snižují dostupnost vody pro rostliny. Schopnost půdy zadržovat vodu závisí také na textuře půdy a propustnosti. Obecně lze říci, že nejvyšší poškození rostlin můžeme očekávat u citlivé vegetace v hustě zalesněných oblastech kolem komunikací s vysokou intenzitou solení a na svahu pod komunikací do vzdálenosti 15 – 20 m (Sáňka, Čupr 2004).

Aby došlo k minimalizaci škod způsobených solením, je žádoucí, aby se v blízkosti komunikací vyskytovaly tolerantní druhy, jak k obsahům solí v půdním roztoku, tak i k solným aerosolům. Výsadba vegetace by neměla být prováděna v místech zvýšeného odtoku solí z komunikace a kolem komunikací se doporučuje zřizovat odvodňovací stružky, které zasolenou vodu odvádějí z dosahu vegetace (Sáňka, Čupr 2004).



Obr. 8 Grafické znázornění vlivu zasolených půd na růst rostlin. Každá plodina má šipku znázorněnou přibližně v místě, kde dochází vlivem zasolení k cca 10% snížení produkce (převzato od Sánka, Materna 2004).

3.7.14 Poškození organismů solením

Půda je prostředí, které překypuje životem. V podzemí můžeme nalézt až tisíce druhů živočichů, k nimž patří predátoři, kořist, producenti, konzumenti a parazité. Diverzita je v tomto na první pohled uniformním prostředí způsobena řadou mikrohabitatů, které se v půdě nacházejí. Jde o půdní póry naplněné vodou, vzduchem nebo naopak jde o místa, kde panují anoxické podmínky, či velmi variabilní teplota. Také se zde nachází místa s kyselým nebo zásaditým prostředím (Brady, Weil 2014).

Zvýšený obsah Cl^- a Na^+ způsobuje stres a zvýšení energetických výdajů půdních makroorganismů a mikroorganismů. Mění se totiž fyzikálně-chemické charakteristiky v půdě, a tak dochází k negativnímu efektu na organismy. Inhibice půdních mikroorganismů byla zaznamenána již při koncentracích NaCl 90 ml/l. Při zvýšeném zasolení se snižuje také nitrifikace, a to při koncentracích Na^+ okolo 100

mg/kg a Cl^- 150 mg/kg. Půdní mikroorganismy jsou klíčovými pro údržbu půdní struktury, kvality a úrodnosti půdy, a také mohou sloužit jako indikátor stresové situace v půdním prostředí. Se zvyšujícími se hodnotami půdního pH a sodíkových kationtů se snižuje respirace v půdě a mikroorganismy tak trpí stresem (Černohlávková et al. 2008).

3.7.15 Kontaminace vody solením

Soli, které jsou obsaženy v půdách, jsou poměrně rychle transportovány do okolních vod. Snižují tak kvalitu povrchových i podzemních vod, které se následně stávají nevhodnými pro závlahu, živočišnou výrobu i pro využití člověkem. Transport látek do vod může být obrovským environmentálním hazardem, jelikož potenciálně rizikové látky, které jsou v půdě imobilní, mají silnou afinitu k půdním koloidům a tím pádem jsou transportovány společně (Huang et al. 2012b).

Kontaminovaný roztok z rozbředlého sněhu se do povrchových a podzemních vod dostává především povrchovým odtokem a infiltrací. Rozmrazovací materiály poté mění fyzikálně-chemické i ekologické charakteristiky vod. Mění se hustota vody a také rozpustnost kyslíku (Dai et al. 2012). Kontaminace vod způsobená solením je nejaktuálnější především v USA a Kanadě, ale s touto problematikou se můžeme setkat i v některých evropských zemích. Snadno transportovány vodou v půdě jsou chloridové ionty. Dostávají se do povrchových i podpovrchových vod. Ve vodách, které odtékají z vozovek, byly zjištěny obsahy solí $> 18\,000 \text{ mg.l}^{-1}$. V povrchových tocích posléze dochází k naředění koncentrací a poklesu pod kritické hodnoty. Dle terénních měření bylo zjištěno, že při roční aplikační dávce solí 20 tun na 1 km, se koncentrace chloridů pohybuje okolo 250 mg.l^{-1} . Na územích s vysokými dávkami solí s vysokou hustotou komunikací se projevují akutní toxické účinky chloridů na vodní organismy. Chronické účinky se mohou projevit při koncentracích $200 - 300 \text{ mg.l}^{-1}$. Při dlouhodobé koncentraci chloridů více než 240 mg.l^{-1} se udává poškození 10 % populací vodních živočichů. Chloridy v půdním profilu mohou přispět i k mobilizaci některých těžkých kovů (kadmium, zinek a olovo) v podzemních vodách (Sáňka, Čupr 2004).

Doporučená koncentrace pro pitnou vodu dle WHO je $200 \text{ mg Cl}^{-1}.\text{l}^{-1}$ a nejvyšší přípustná koncentrace pro pitnou vodu je $600 \text{ mg Cl}^{-1}.\text{l}^{-1}$ (Sáňka, Čupr 2004). Pokud pitná voda vykazuje vysokou salinitu, projevuje se to snížením kvality,

zhoršením chuti a může podporovat i některé nemoci, jako je např. hypertenze (Dai et al. 2012).

3.8 Odběr vzorku

Odběry na vybraných lokalitách jsem provedla dle obecně používané metodiky. První odběr vzorků půdy proběhl v listopadu 2018. Půdu jsem odebrala na třech lokalitách podél vybraných komunikací v obci Rožnov pod Radhoštěm. V dubnu 2019 jsem odebrala další sérii vzorků pro porovnání výsledků analýz před začátkem zimní sezóny a po skončení údržby.

Pro odběr směsného vzorku půdy jsem na homogenním pozemku vytvořila vzorkovací schéma. Rovnoběžně s osou silnice jsem v délce 10 m rovnoměrně rozmístila linii deseti odběrových míst. Tato linie odběru byla vždy umístěna na odtokové straně vozovky ve vzdálenosti 1 m – 10 m – 30 m - 50 m od vnější hrany příkopu silnice. Jako kontrolu jsem odebrala vzorek v 50 m ve svahu nad komunikací. Druhý odběr v dubnu 2019 jsem zopakovala stejným způsobem na totožných místech, ale pouze v 1 m – 10 m – 30 m od krajnice, jelikož se ve vzdálenosti 50 m a v kontrolním místě neprojevil při podzimním odběru významnější vliv solení. Vzorek jsem odebrala z povrchového horizontu pomocí půdní sondy, kdy jsem jeden kilogram půdy z každého odběrného místa uchovala v mikrotenových sáčcích s označením vzorku. Každý směsný vzorek jsem identifikovala souřadnicemi JTSK, kdy bod pro identifikaci ležel ve středu odběrové linie (Sáňka, Čupr 2004).

Po odebrání všech vzorků bylo nutné půdu vysušit. Sušení probíhalo volně na vzduchu na filtračním papíře po dobu dvou měsíců u první série vzorků. Půda odebraná v dubnu byla sušena při teplotě 105 °C v sušárně značky VENTI-LINE po dobu dvou dnů.

3.8.1 Vodivost

Při odběru vzorků v terénu jsem současně měřila vodivost a vlhkost wet senzorem značky DELTA-T DEVICES. Měření probíhalo vždy třemi vpichy v odběrové linii. Po každém vpichu jsem přístroj očistila buničitou vatou, aby nedocházelo ke zkreslení dalších výsledků. Při listopadovém měření měla půda průměrnou teplotu 14° C. V dubnu dosahovala průměrná teplota půdy 7° C.



Obr. 9 Půdní sonda,
Foto: Kateřina Dočkalová



Obr. 10 Konduktometr,
Foto: Kateřina Dočkalová

3.9 Laboratorní analýzy

Pro provedení laboratorních analýz bylo nutné vysušenou půdu přesát na jemnozem o velikosti zrn 0,5 mm. Následně jsem v laboratoři stanovovala hodnoty pH, organického uhlíku, organického dusíku, chloridů a dále výměnnou aciditu a kationtovou výměnnou kapacitu. Laboratorní postupy jsem převzala z publikace *Analýza půd I* (1995) a upravila dle možností a vybavení laboratoře katedry ekologie a životního prostředí. Každou analýzu jsem provedla ve třech opakováních pro listopadovou sérii vzorků a ve dvou opakováních pro dubnovou sérii vzorků. Výjimku tvořilo pH a stanovení Cl^- , které jsem stanovila v obou případech pouze ve dvou opakováních.

3.9.1 Stanovení pH v půdě

Do 100 ml PET lahví jsem navážila 10 g prosáté půdy na jemnozem a zalila 20 ml 0,01M chloridu vápenatého (CaCl_2). Takto připravené vzorky byly po dobu 30 minut protřepávány v mechanické třepačce značky Yellowline. Přístroj na měření pH jsem nejdříve zkalibrovala. Kalibrovala jsem se na dva pufrů, a to pH 4 a pH 7. Následně jsem měřila pH v jednotlivých půdních suspenzích skleněnou elektrodou. Z jednoho vzorku půdy jsem připravila vždy dvě suspenze pro zvýšení přesnosti měření (Zbíral 1995).

3.9.2 Stanovení organického uhlíku (C)

Do Erlenmeyerovy baňky jsem navážila zhruba 0,5 g prosáté půdy a přesnou navážku navážku jsem zapsala. Následně jsem napipetovala 10 ml 0,166 M dichromanu draselného ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$). Do jedné baňky jsem napipetovala pouze $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ bez půdy. Tento vzorek se nazývá slepý a je důležitý pro zjištění stáří Mohrovi soli a pro následný výpočet. Jelikož stanovení C neproběhlo u všech vzorků v jeden den, faktor bylo nutné stanovit vícekrát. Pomocí odměrného válce jsem přidala 20 ml koncentrované kyseliny sírové (H_2SO_4) značky Lachner. Proběhla exotermní reakce, proto bylo nutné pracovat v zapnuté digestoři. Po dobu 1 hodiny

vzorky reagovaly a poté jsem k nim nalila 170 ml destilované vody. Pro zvýšení kyselosti jsem přidala 2 ml koncentrované kyseliny fosforečné (H_3PO_4) značky PENTA a 7 kapek indikátoru o-fenantrolinu. Poté probíhala titrace v titrační aparatuře 0,5M Mohrovou solí. Vzorek v průběhu titrace měnil svou barvu z lahvově zelené, přes modrou až po cihlovou, kdy jsem již titraci ukončila a následně zapsala spotřebu Mohrovy soli. Jako první jsem ztitrovala slepý vzorek pro zjištění faktoru. Menší spotřeba soli indikovala více C v půdě (Zbiral 1995).

3.9.3 Stanovení organického dusíku (N)

Nejdříve bylo nutné půdu zmineralizovat. Po navážení asi 0,5 g prosáté půdy (přesnou hodnotu bylo nutno vždy zapsat) jsem do mineralizační trubice přidala půl tablety selenového katalyzátoru, aby reakce proběhla rovnoměrně. Následně jsem přidala 10 ml koncentrované kyseliny sírové (H_2SO_4) a mineralizační trubice jsem vložila do mineralizátoru. Po zahřátí přístroje značky VELP Scientifica na 380 °C se vzorky mineralizovaly po dobu 250 minut. Vzorky postupně změnilly svou barvu na světle šedou až bílou. Po vychlazení jsem provedla vytěsnění amoniaku destilačním způsobem. Do Erlenmeyerovy baňky jsem nalila 25 ml 2% kyseliny borité (H_3BO_3) a nakapala tři kapky Taschiro indikátoru. Destilace v destilačním přístroji Vapodest značky Gerhardt probíhala 4 minuty. Po ukončení programu proběhla v Erlenmeyerově baňce titrace vzorku pomocí 0,01M kyseliny chlorovodíkové (HCl). Jakmile se barva změnila ze světle zelené, na světle fialovou, titraci jsem ukončila a spotřebu HCl zapsala (Zbiral 1995).

3.9.4 Výměnná acidita titrací

Do uzavíratelné PET lahve jsem navážila 10 g upraveného půdního vzorku a zalila 100 ml roztoku chloridu barnatého. Po uzavření nádob suspenze reagovala po dobu 16 – 18 h. Po stanovené době se vzorky extrahovaly na třepačce značky Yellowline po dobu 2 h. Následně jsem suspenzi přefiltrovala přes filtrační papír. Použila jsem druhý podíl filtrátu. První podíl jsem odstranila. Do titrační baňky jsem napipetovala 25 ml extraktu a přidala 2 kapky směšného indikátoru. Takto připravený vzorek jsem

titrovala odměrným roztokem hydroxidu sodného (NaOH). Titrace jsem ukončila při změně barvy ze světle žluté, na světle fialovou. Ztitrovala jsem také 2 slepé pokusy, které jsem poté použila pro výpočet výměnné acidity. K výpočtu jsem stanovila i faktor odměrného roztoku hydroxidu sodného, který činil 1,09667 (Zbiral 1995).

3.9.5 Kationtová výměnná kapacita (KVK)

Pro výpočet KVK bylo nutné nejprve určit zastoupení jednotlivých kationtů v sorpčním komplexu půdy. Vápník, hořčík, draslík a sodík jsem zjišťovala pomocí metody podle Melich II a dané prvky z připravených vzorků jsem zjišťovala pomocí atomového absorpčního spektrometru (AAS). Pro zjištění KVK se používá většinou roztok podle Melich III, ale pro zjištění KVK pomocí AAS bylo nutné použít roztok podle Melich II. Do uzavíratelné nádoby objemu 250 ml jsem navázila 10 g prosáté jemnozeme a odměrným válcem přidala 100 ml extrakčního roztoku podle Melicha II (v 750 ml demineralizované vody bylo rozpuštěno 15,5 ml kyseliny octové, 10,7 ml chloridu amonného, 0,56 g fluoridu amonného a přidán 1 ml koncentrované kyseliny chlorovodíkové, po vytemperování byl objem doplněn na 1000 ml demineralizovanou vodou). Po uzavření proběhlo extrahování suspenze na rotační třepačce značky Yellowline 10 min při otáčkách $50 \pm 5 \text{ ot. min}^{-1}$. Po extrakci jsem suspenzi ihned filtrovala přes hustý filtrační papír. Takto připravené vzorky bylo nutné pro další analýzu naředit dvacetkrát. Po napipetování vzorku automatickou pipetou do platové uzavíratelné lahvičky, jsem tento vzorek doplnila do 40 ml destilovanou vodou (odměrným válcem jsem přidala 38 ml destilované vody). Pro tuto analýzu jsem vytvořila blank ředěný i neředěný. Blank obsahoval pouze roztok Melich II bez navážky půdy. Takto připravené vzorky již bylo možné analyzovat pomocí AAS na atomovém absorpčním spektrometru značky GBC SDS – 270 (Zbiral 1995).

3.9.6 Stanovení chloridu (Cl⁻)

Pro stanovení Cl⁻ bylo nutné připravit nejdříve půdní výluh. Do platových uzavíratelných nádob jsem navážila 10 g prosáté půdy a doplnila 100 ml destilované vody. Po uzavření byla suspenze extrahována na rotační třepačce značky Yellowline po dobu 2 minut. Po lehkém usazení suspenze jsem vzorky přefiltrovala přes filtrační papír. Takto připravený výluh bylo možné dále analyzovat. Stanovení Cl⁻ proběhlo na spektrometru značky HACH – LANGE DR 2800. Po kalibraci přístroje pomocí destilované vody, jsem změřila u každého vzorku blank. Do nádoby přístroje jsem nalila 10 ml půdního výluhu bez dalších přidaných chemikálií. Pokud vyšla v blanku kladná hodnota, tak jsem toto číslo následně odečetla od výsledné hodnoty Cl⁻. Pro analýzu Cl⁻ jsem do 10 ml půdního výluhu napipetovala pomocí automatické pipety 0,8 ml Mercuric Thiocyanate Solution a 0,4 ml Ferric Ion Solution značky HACH. Po přidání těchto chemikálií roztok reagoval po dobu 2 minut. Poté již bylo možné provést analýzu. Výsledná hodnota Cl⁻ na spektrometru byla v mg.l⁻¹. Pro získání výsledku v mg.kg⁻¹ jsem tento výsledek násobila desetkrát, jelikož navážka byla 10 g a doplněna do 100 ml (Zbíral 1995).

3.10 Přepočty hodnot

Získané hodnoty z laboratorních analýz bylo nutné pomocí vzorců přepočítat.

Zastoupení kationtů VODÍKU: $H^+ = 10 \times (8 - \text{pH}) \times 8 \text{ [mmol.kg}^{-1}\text{]}$

Výpočet faktoru: $f = \frac{10\text{ml K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7}{\text{spotř. Mohrovi soli}}$

Výpočet % UHLÍKU: $\frac{(10\text{ml K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7 - f \times \text{spotř. Mohrovi soli}) \times 0,3}{\text{g navážky}}$

Výpočet % HUMUSU: $\% C \times 1,724$

Při tomto přepočtu na humus se předpokládá, že humus obsahuje 58 % uhlíku (100/58 = 1,724) (Fiala, Krhovjáčková 2009).

Výpočet DUSÍKU: $\frac{\text{spotř. } 0,01\text{M HCl} \times 159}{\text{navážka v g}} \text{ [mg.kg}^{-1}\text{]}$

Výpočet KVK = $\text{Ca}/20,04 + \text{Mg}/12,1525 + \text{K}/39,098 + \text{H}^+ + \text{Na}/22,9898$ (mmol chem. ekv./kg)

Zastoupení jednotlivých kationtů v sorpčním komplexu půdy:

$$\% \text{Ca} = 100 \times \text{Ca}/(\text{KVK} \times 20,04)$$

$$\% \text{Mg} = 100 \times \text{Mg}/(\text{KVK} \times 12,1525)$$

$$\% \text{K} = 100 \times \text{K}/(\text{KVK} \times 39,098)$$

$$\% \text{Na} = 100 \times \text{Na}/(\text{KVK} \times 22,9898)$$

$$\% \text{H} = 100 \times \text{H}^+/\text{KVK}$$

Pro analýzy půdy byl vytvořila blank, který se skládal pouze z roztoku Melicha II bez navážky půdy. Pokud po analýze prvku vyšla určitá koncentrace i v blanku, tak jsem tuto hodnotu odečetla od příslušné koncentrace prvku. Koncentrace iontů v půdě z AAS byly v jednotce mg.l^{-1} . Tuto hodnotu jsem přepočítala na mg.kg^{-1} pomocí přepočítávacího koeficientu, který pro navážku sušiny 10 g činil 200.

Výpočet $(\text{Al} + \text{H}) = (V_1 - V_2) \times 0,025 \times f_{\text{NaOH}} \times 0,4 \times 1000$ [mmol chem.ekv./kg půdy]

V_1 spotřeba odměrného roztoku NaOH na titraci vzorku (ml)

V_2 spotřeba odměrného roztoku NaOH na titraci slepého pokusu (ml)

0,025 koncentrace odměrného roztoku NaOH

f_{NaOH} faktor odměrného roztoku NaOH

0,4 koeficient zahrnující navážku a pipetový objem

1000 koeficient přepočtu na 1000 g (Zbíral 1995).

3.11 Fytcenologické snímkování

Fytcenologické či vegetační snímky jsou výsledné zápisy z analýzy a popisu určitého rostlinného společenstva v přírodě. Na lokalitách pro odběr vzorků půdy jsem 25. 5. 2019 vymezila studijní plochy a provedla fytcenologické snímkování. Ve vzdálenosti 1 m – 10 m – 30 m od krajnice jsem vymezila plochy 1m^2 , které jsem pro větší přesnost ohraničila provázkem. Větší plochu vzhledem k charakteru vegetace lokality nemělo smysl studovat. Fytcenologický snímek se sestával ze

záhlaví s údaji o lokalitě studijní plochy, kdy jsem určila pokryvnost mechového a bylinného patra. Dále jsem v jednotlivých studovaných plochách určila rostliny do druhu a zapsala jejich početnosti pomocí Braun-Blanquetovi stupnice. Vyskytující se druhy obdržely hodnoty čísel 1 (ojedinělé), 2 (roztroušené), 3 (méně četné), 4 (hojné), 5 (velmi hojné) nebo + (1% plochy) a r (1 – 2 jedinci) (Moravec et al. 1994).

3.12 Vyhodnocení výsledků

Pro přepočty výsledků z laboratorních analýz, směrodatné odchylky a tvorbu tabulek jsem použila program MS Excel. Vizualizaci vybraných výsledků jsem provedla v programu ArcMap 10.1. Významné rozdíly mezi lokalitami a vzdálenostmi jsou vyhodnoceny pomocí ANOVY a Kruskal-Wallis testu. K tomuto byl použit program Statistica. Pro statistické vyhodnocení Cl^- , Na^+ , %Na a %H byla použita lineární regrese, která byla provedena v programu RStudio.

4 Výsledky

Výsledky sledování vlivu zimní údržby na okolní vozovky jsou rozděleny do čtyř částí. V podkapitole „Fyzikálně-chemické charakteristiky sledovaných půd“ jsou shrnuty výsledky ze všech provedených laboratorních analýz. V tabulkách jsem zaznamenala půdní vlastnosti a obsahy vybraných látek pro jednotlivé lokality DB – Dolní Bečva (Tab. 8), V - Vidče (Tab. 9), VG – Vigantice (Tab. 10). Druhá část s názvem „Rozdíly půdních charakteristik v závislosti na vzdálenosti od komunikace“ hodnotí hlavní půdní charakteristiky ve zvolených transektech, které by mohly souviset se zasolením. V grafech (Obr. 11, Obr. 12) lze vidět rozdíly v obsahu Cl^- a Na^+ v závislosti na vzdálenosti od komunikace pro sledované lokality. Na mapách (Obr. 13 – Obr. 30) jsou vizualizovány vybrané výsledky jednotlivých lokalit pro podzimní a jarní odběr zvlášť. Mapy zobrazují obsahy Na^+ , Cl^- a také pH z závislosti na vzdálenosti od vozovky na lokalitách DB/P, DB/J, V/P, V/J, VG/P, VG/J. Rozdíly mezi lokalitami a významné rozdíly mezi vzdálenostmi od komunikace hodnotí tabulka (Tab. 11). Signifikantní rozdíly ve vzdálenostech, které byly získány pomocí Kruskal-Wallis testu, jsou shrnuty taktéž v tabulkách (Tab. 12, Tab. 13, Tab. 14, Tab. 15). Box plot diagramy zobrazují rozdíly v obsahu Cl^- (Obr. 32), Na^+ (Obr. 33), %Na (Obr. 34) a %H (Obr. 35) v závislosti na vzdálenosti od silnice pro jarní i podzimní odběr dohromady. V grafech (Obr. 31) je také znázorněna lineární regrese pro Na, %Na, Cl^- a %H. V třetí části „Rozdíly v obsazích Cl^- a Na^+ mezi jednotlivými lokalitami“ jsou uvedeny Box plot diagramy pro porovnání obsahů Cl^- (Obr. 36) a Na^+ (Obr. 37) na jednotlivých lokalitách ve vzdálenosti do 10 m od vozovky. Ve čtvrté části „Vyhodnocení vegetace“ je přehled druhů rostlin, které se na daných lokalitách odběru půdy na odtokové straně komunikace nacházely.

4.1 Fyzikálně-chemické charakteristiky sledovaných půd

Označení vzorku:

DB = Dolní Bečva, V = Vidče, VG = Vigantice (oblast)

1 = 1 m, 10 = 10 m, 30 = 30 m, 50 = 50 m ve svahu pod komunikací

K = kontrola 50 m ve svahu nad komunikací

P = podzimní odběr

J = jarní odběr

Soubor fyzikálně-chemických charakteristik studovaných půd, které jsem získala na základě laboratorních analýz, shrnují tabulky (Tab. 8, Tab. 9, Tab. 10). Analýzy jsem prováděla po 2 – 3 opakováních, proto jsou u těchto výsledných hodnot uvedené směrodatné odchylky. Výsledky, které se týkají zasolení (Cl^- , Na^+ , pH, H^+) jsou podrobněji znázorněny pomocí grafů (Obr. 11, Obr. 12) a map (Obr.13 – Obr. 30). Z tabulek (Tab. 8, Tab. 9, Tab. 10) je zřejmé, že E.C. byla nejvyšší na jaře, konkrétně na lokalitě V1/J ($181,67 \text{ mS.m}^{-1}$), nejnižší hodnotu jsem naměřila na lokalitě VG30/J ($11,36 \text{ mS.m}^{-1}$). Nejvyšší obsah humusu jsem zjistila na lokalitě V30/P (5,62 %), nejnižší hodnota humusu pak byla na lokalitě DB1/P (2,12 %). Nejvíce zásobená organickým C je lokalita DB30/J (3,89 %), naopak s nejnižší hodnotou se setkáváme na lokalitě DB1/P (1,23 %). Nejvyšší obsah organického N jsem naměřila na lokalitě VK/P ($5,57 \text{ g.kg}^{-1}$), nejnižší na lokalitě DB1/P ($1,85 \text{ g.kg}^{-1}$). Nejvyšší výměnná acidita byla na lokalitě DB30/J (11,24 me.100g), nejnižší hodnotu jsem zjistila na lokalitě VG1/P (0,27 me.100g). Nejvyšší obsahy Mg^{2+} jsem naměřila na lokalitě V1/P ($347,20 \text{ mg.kg}^{-1}$, 15,32%), nejnižší v odběrném místě VG10/P ($144,80 \text{ mg.kg}^{-1}$) a DB10/J (3,49%). Nejvyšší obsah Ca^{2+} jsem zaznamenala na lokalitě V10/J ($2345,20 \text{ mg.kg}^{-1}$) a V1/P (47,00 %), naproti tomu nejnižší na odběrném místě VG10/P ($700,87 \text{ mg.kg}^{-1}$, 13,53 %). Obsah K^+ byl nejvyšší na lokalitě DBK/P ($550,33 \text{ mg.kg}^{-1}$), V10/P (7,45 %) a naopak nejnižší na lokalitě DB10/J ($146,80 \text{ mg.kg}^{-1}$, 0,92 %). KVK, je vyšší na jaře, konkrétně na lokalitě DB10/J (408,06 mmol chem.ekv.kg⁻¹). Naopak nejnižší hodnotu jsem zjistila na lokalitě VG1/P (150,32 mmol chem.ekv.kg⁻¹). Obsahy Na^+ , Cl^- a hodnoty pH a H^+ jsou podrobněji vizualizovány v grafech (Obr. 11, Obr. 12) a mapách (Obr. 15, Obr. 16, Obr. 21, Obr. 22, Obr. 27, Obr. 28).

Tab. 8 Fyzikálně-chemické charakteristiky na lokalitě DB

PARAMETR	JEDNOTKA	OZNAČENÍ VZORKU							
		DB1/P	DB10/P	DB30/P	DB50/P	DBK/P	DB1/J	DB10/J	DB30/J
pH		6,90 ± 0,05	6,29 ± 0,04	5,65 ± 0	6,13 ± 0,07	5,56 ± 0,005	5,35 ± 0,035	4,72 ± 0,005	4,66 ± 0,01
E.C.	mS.m ⁻¹	62,33 ± 11,90	59,67 ± 2,62	62,33 ± 7,85	71,00 ± 6,68	44,33 ± 3,77	105,3 ± 12,39	72,33 ± 49,28	58,67 ± 11,90
VLHKOST	%	29,53 ± 4,54	19,47 ± 3,50	18,67 ± 1,27	20,83 ± 3,06	28,87 ± 9,35	25,90 ± 3,55	18,00 ± 3,00	10,03 ± 2,25
HUMUS	%	2,12	2,65	3,16	3,49	3,15	2,45	3,07	3,89
C	%	1,23 ± 0,02	1,54 ± 0,10	1,83 ± 0,06	2,03 ± 0,07	1,82 ± 0,11	1,42 ± 0,02	3,07 ± 0,05	3,89 ± 0,02
N	g.kg ⁻¹	1,85 ± 0,10	2,92 ± 0,10	3,74 ± 0,24	3,62 ± 0,20	3,14 ± 0,90	2,23 ± 0,03	2,74 ± 0,06	3,26 ± 0,05
VÝM.AC.	me.100g	2,74 ± 0,55	3,82 ± 0,55	4,39 ± 1,10	3,84 ± 0,55	3,84 ± 0	9,05 ± 0	9,60 ± 1,65	11,24 ± 1,10
Cl	mg.kg ⁻¹	129,50 ± 9,50	131,50 ± 1,50	52,00 ± 4,00	75,50 ± 2,50	96,50 ± 2,50	400,00 ± 0	500,00 ± 0	85,50 ± 3,5
Na⁺	mg.kg ⁻¹	747,67 ± 15,48	747,53 ± 87,91	312,27 ± 52,48	373,65 ± 152,24	298,07 ± 100,25	1022,80 ± 20,60	704,90 ± 64,70	534,50 ± 22,30
%Na	%	16,60	12,43	5,04	6,72	4,28	11,80	7,51	6,23
Mg²⁺	mg.kg ⁻¹	175,80 ± 20,33	218,13 ± 38,75	195,33 ± 37,44	194,53 ± 44,70	183,40 ± 25,83	210,00 ± 060	173,20 ± 15,00	209,40 ± 22,20
%Mg	%	7,37	6,86	5,97	6,62	4,98	4,59	3,49	4,61
Ca²⁺	mg.kg ⁻¹	984,07 ± 304,54	1335,87 ± 275,97	910,67 ± 208,58	1023,73 ± 319,93	1311,27 ± 159,05	1941,00 ± 22,80	1935,70 ± 620,70	1202,70 ± 108,05
%Ca	%	25,00	25,47	16,87	21,12	21,58	25,74	23,67	16,07
K⁺	mg.kg ⁻¹	465,07 ± 196,50	287,60 ± 95,04	247,33 ± 23,38	348,20 ± 136,19	550,33 ± 38,44	204,10 ± 4,30	146,80 ± 29,00	225,40 ± 66,00
%K	%	6,06	2,81	2,35	3,68	4,64	1,39	0,92	1,54
H⁺	mmol.kg ⁻¹	88,40	137,20	188,00	149,60	159,60	212,40	262,80	267,20
%H	%	45,01	52,43	69,78	61,86	64,52	56,45	64,40	71,55
KVK	mmol chem.ekv.kg ⁻¹	196,39	261,68	269,42	241,85	303,17	376,25	408,06	373,46

Tab. 9 Fyzikálně-chemické charakteristiky na lokalitě V

PARAMETR	JEDNOTKA	OZNAČENÍ VZORKU							
		V1/P	V10/P	V30/P	V50/P	VK/P	V1/J	V10/J	V30/J
pH		7,6 ± 0,03	7,45 ± 0,01	6,82 ± 0,08	4,48 0,07	7,21 ± 0,04	6,12 ± 0,02	6,14 ± 0	5,15 ± 0,01
E.C.	mS.m ⁻¹	81,67 ± 4,99	122,67 ± 24,12	72,00 ± 5,10	85,00 ± 7,79	77,33 ± 5,73	181,67 ± 55,17	87,33 ± 4,19	63,00 ± 2,94
VLHKOST	%	23,40 ± 4,41	16,60 ± 6,29	25,57 ± 8,06	19,50 ± 2,07	24,33 ± 5,56	17,93 ± 9,11	12,57 ± 0,95	13,03 ± 2,96
HUMUS	%	4,21	5,58	5,62	5,23	4,89	5,11	5,26	4,74
C	%	2,44 ± 0,12	3,24 ± 0,13	3,26 ± 0,03	3,03 ± 0,11	2,83 ± 0,12	2,96 ± 0,01	3,05 ± 0,11	2,75 ± 0,06
N	g.kg ⁻¹	3,58 ± 0,27	3,94 ± 0,42	4,82 ± 0,19	4,77 ± 0,12	5,57 ± 2,10	4,50 ± 0,13	4,63 ± 0,18	4,63 ± 0
VÝM.AC.	me.100g	0,82 ± 0,27	1,65 ± 0,55	2,19 ± 0,55	2,19 ± 0,55	2,74 ± 0,55	3,84 ± 0,82	4,66 ± 0,55	7,13 ± 0,82
Cl⁻	mg.kg ⁻¹	122,00 ± 16,00	78,00 ± 2,00	61,00 ± 3,00	87,00 ± 7,00	57,50 ± 2,50	488,00 ± 0	90,00 ± 12,00	91,5 ± 3,50
Na⁺	mg.kg ⁻¹	581,93 ± 85,49	257,80 ± 23,24	222,73 ± 49,83	225,80 ± 25,04	221,80 ± 19,61	567,00 ± 77,80	702,40 ± 56,20	365,70 ± 2,70
%Na	%	13,57	7,02	4,65	4,38	5,52	8,76	9,24	4,34
Mg²⁺	mg.kg ⁻¹	347,20 ± 63,72	262,33 ± 30,01	252,33 ± 45,39	266,20 ± 43,74	217,53 ± 62,67	287,00 ± 9,20	321,90 ± 10,90	238,80 ± 2,20
%Mg	%	15,32	13,51	9,96	9,78	10,25	8,39	8,01	5,37
Ca²⁺	mg.kg ⁻¹	1756,60 ± 545,77	1424,70 ± 126,95	1441,70 ± 385,82	1141,50 ± 227,25	1433,20 ± 499,89	1514,70 ± 70,90	2345,20 ± 65,00	1931,10 ± 74,90
%Ca	%	47,00	44,49	34,49	25,42	40,94	26,85	35,38	26,31
K⁺	mg.kg ⁻¹	506,27 ± 88,09	465,60 ± 64,77	444,67 ± 56,08	523,40 ± 61,18	470,13 ± 49,06	265,60 ± 60,02	308,30 ± 41,90	231,40 ± 13,60
%K	%	6,94	7,45	5,45	5,97	6,88	2,41	2,38	1,62
H⁺	mmol.kg ⁻¹	32,00	44,00	94,80	122,00	63,60	150,80	148,80	228,40
%H	%	17,16	27,53	45,45	54,45	36,41	53,58	44,99	62,36
KVK	mmol chem.ekv.kg ⁻¹	186,49	159,80	208,57	224,07	174,69	281,46	330,75	366,24

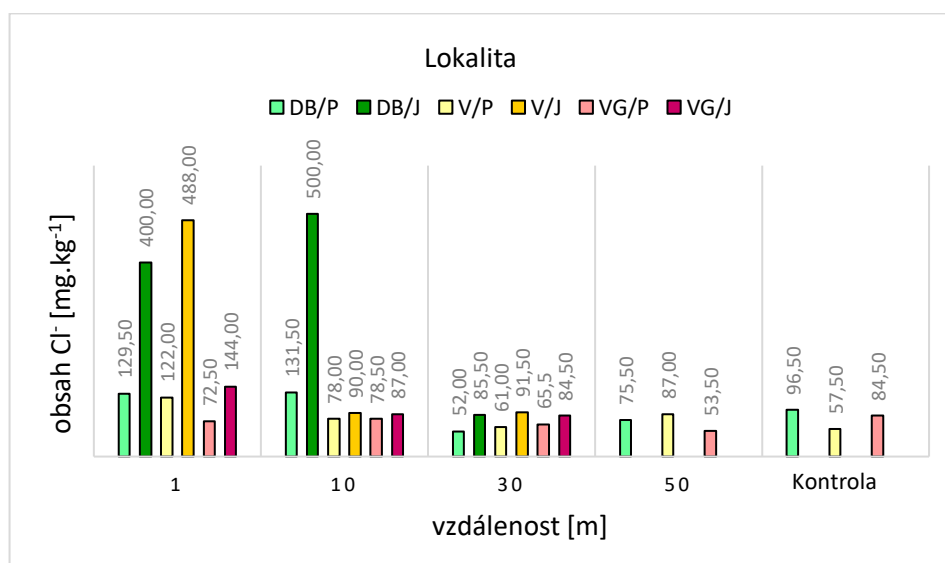
Tab. 10 Fyzikálně-chemické charakteristiky na lokalitě VG

PARAMETR	JEDNOTKA	OZNAČENÍ VZORKU							
		VG1/P	VG10/P	VG30/P	VG50/P	VGK/P	VG1/J	VG10/J	VG30/J
pH		7,37 ± 0,25	5,61 ± 0,02	6,06 ± 0,08	5,78 ± 0,11	5,63 ± 0,07	6,45 ± 0,01	5,36 ± 0	4,81 ± 0,01
E.C.	mS.m ⁻¹	56,33 ± 7,13	42,33 ± 5,13	48,66 ± 1,70	56,67 ± 3,40	46,00 ± 2,94	80,33 ± 14,82	41,00 ± 12,02	11,67 ± 1,25
VLHKOST	%	23,60 ± 2,28	30,33 ± 3,32	29,80 ± 1,48	25,83 ± 2,64	24,23 ± 4,01	19,97 ± 1,56	17,87 ± 3,34	10,40 ± 1,31
HUMUS	%	3,30	2,43	2,14	2,73	3,15	3,53	2,91	2,97
C	%	1,92 ± 0,04	1,41 ± 0,03	1,24 ± 0,01	1,58 ± 0,05	1,82 ± 0,02	2,05 ± 0	1,69 ± 0	1,72 ± 0,09
N	g.kg ⁻¹	2,67 ± 0,18	2,17 ± 0,22	2,28 ± 0,02	2,75 ± 0,07	2,92 ± 0,10	3,14 ± 0,10	2,57 ± 0,06	3,22 ± 0,48
VÝM.AC.	me.100g	0,27 ± 0,27	0,82 ± 0,27	0,55 ± 0,55	1,10 ± 0	1,10 ± 0,27	3,56 ± 0,27	4,94 ± 0,27	7,95 ± 0,55
Cl⁻	mg.kg ⁻¹	72,50 ± 11,50	78,50 ± 3,50	65,50 ± 1,50	53,50 ± 4,50	84,50 ± 4,50	144,00 ± 1,00	87,00 ± 7,00	84,50 ± 2,50
Na⁺	mg.kg ⁻¹	460,00 ± 105,81	313,95 ± 138,91	347,85 ± 148,13	367,75 ± 216,82	325,05 ± 112,09	762,60 ± 8,20	804,40 ± 190,80	408,10 ± 8,30
%Na	%	13,31	5,28	5,98	5,48	5,10	11,70	9,43	4,75
Mg²⁺	mg.kg ⁻¹	233,27 ± 27,15	144,80 ± 45,09	170,07 ± 26,90	217,07 ± 46,54	185,87 ± 22,98	230,60 ± 2,80	238,70 ± 13,30	187,60 ± 5,00
%Mg	%	12,77	4,61	5,53	6,12	5,52	6,70	5,29	4,13
Ca²⁺	mg.kg ⁻¹	1055,33 ± 135,13	700,87 ± 232,26	1168,87 ± 204,48	1354,93 ± 436,48	1021,60 ± 221,67	2041,10 ± 51,30	1937,20 ± 101,00	1615,80 ± 115,40
%Ca	%	35,03	13,53	23,04	23,17	18,40	35,94	26,05	21,57
K⁺	mg.kg ⁻¹	299,13 ± 27,82	262,73 ± 88,35	412,20 ± 159,48	497,33 ± 36,91	274,00 ± 43,77	212,00 ± 3,80	337,40 ± 106,40	304,70 ± 32,90
%K	%	5,09	2,60	4,16	4,36	2,53	1,91	2,33	2,08
H⁺	mmol.kg ⁻¹	50,80	191,20	155,20	177,60	189,60	124,00	211,20	252,20
%H	%	33,80	73,98	61,30	60,87	68,44	43,75	56,91	67,47
KVK	mmol chem.ekv.kg ⁻¹	150,32	258,40	253,19	291,79	277,02	283,42	371,13	373,81

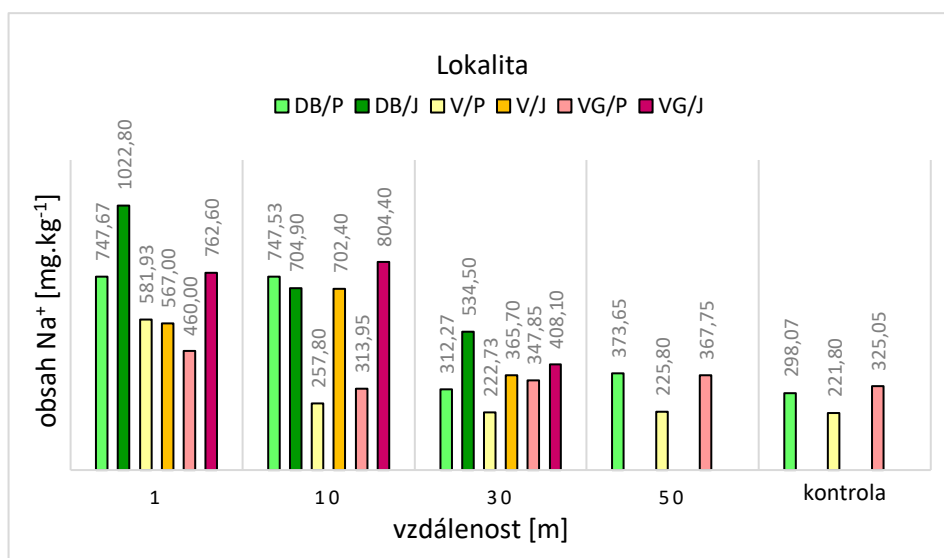
4.2 Rozdíly půdních charakteristik v závislosti na vzdálenosti od komunikace

Obsahy Cl^- a Na^+

V grafech (Obr. 11, Obr. 12) jsou znázorněny obsahy Cl^- a Na^+ , které jsem naměřila při podzimním odběru ve vzdálenosti 1 m, 10 m, 30 m a 50 m od vybraných komunikací a také v kontrolním místě 50 m ve svahu nad komunikací. Graf také zobrazuje jarní odběr, kdy jsem zjišťovala obsahy Cl^- a Na^+ 1 m, 10 m a 30 m od silnice na stejných místech, jako na podzim. Z grafu (Obr. 11) je zřejmé, že obsahy Cl^- jsou většinou nejvyšší v 1 m u komunikace. Výjimku tvoří odběr na lokalitě DB/P v 10 m ($131,50 \text{ mg.kg}^{-1}$), který převyšuje obsah naměřený v 1 m a také lokalita DB/J v 10 m, kdy jsem naměřila nejvyšší hodnotu ze všech sledovaných lokalit ($500,00 \text{ mg.kg}^{-1}$). Kontrolní lokality vyšly poměrně vysoké pro všechny sledované lokality. Na lokalitě VG/P jsem naměřila nevyšší hodnotu Cl^- pro kontrolní lokality ($84,50 \text{ mg.kg}^{-1}$). Při jarním odběru tomu již tak nebylo a lokality VG/J v 1 m ($144,00 \text{ mg.kg}^{-1}$), v 10 m ($87,00 \text{ mg.kg}^{-1}$) byly vyšší a ve 30 m ($84,50 \text{ mg.kg}^{-1}$) vyšla hodnota totožná s pozadím. Dále lze z grafu vyčíst (Obr. 12), že obsahy Na^+ jsou nejvyšší taktéž ve vzdálenosti 1 m od komunikace. Výjimku tvoří lokalita V/J v 10 m, kdy je obsah Na^+ vyšší, než obsah Na^+ v 1 m od komunikace ($702,40 \text{ mg.kg}^{-1}$).



Obr. 11 Rozdíly v obsahu Cl^- v závislosti na vzdálenosti od komunikace na lokalitách DB/P, DB/J, V/P, V/J, VG/P, VG/J



Obr. 12 Rozdíly v obsahu Na^+ v závislosti na vzdálenosti od komunikace na lokalitách DB/P, DB/J, V/P, V/J, VG/P, VG/J

Obsahy Na^+ , Cl^- a hodnoty pH vizualizované pomocí map

Lokalita DB

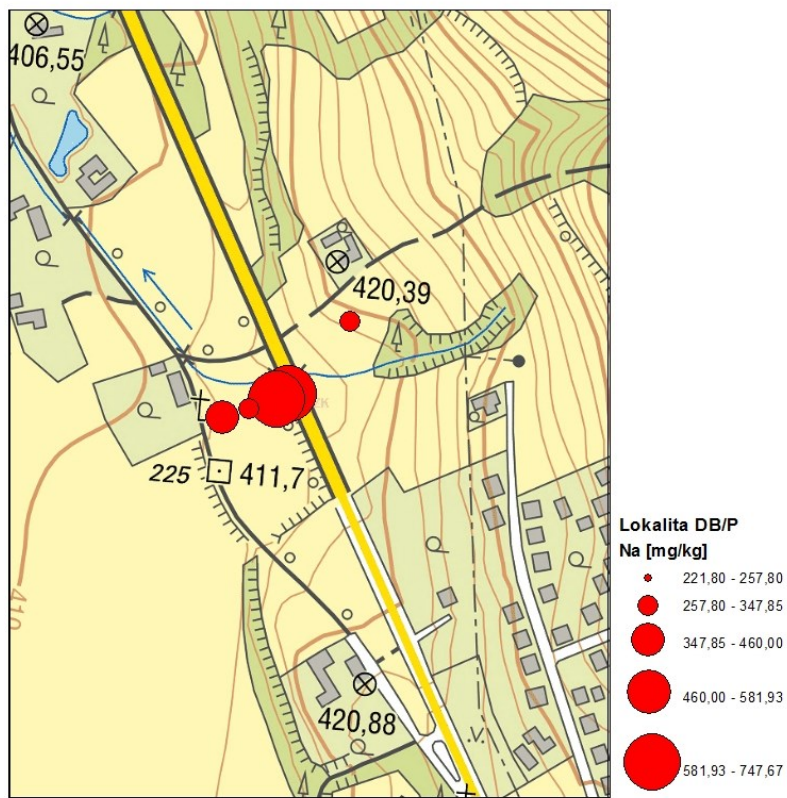
Na mapách lze vidět obsahy Na^+ (Obr. 13, Obr. 14), Cl^- (Obr.15, Obr. 16) a hodnoty pH (Obr.17, Obr. 18) ve studovaných vzdálenostech od vozovky a také rozdíly mezi jarním a podzimním odběrem. Na prvních dvou mapách (Obr. 13, Obr. 14) lze vidět, že obsahy Na^+ jsou dle předpokladu nevyšší u komunikace a s rostoucí vzdáleností klesají. V 50 m od vozovky lze vidět mírný nárůst hodnot.

Lokalita V

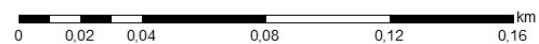
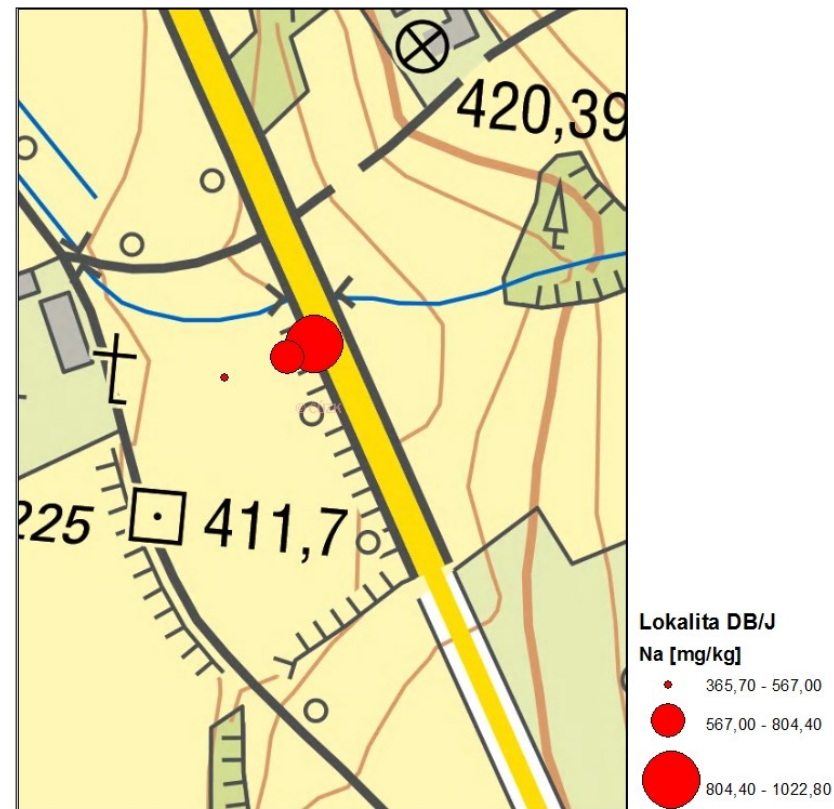
Na této lokalitě (Obr. 19, Obr. 20, Obr. 21, Obr. 22, Obr. 23, Obr. 24) lze výsledky interpretovat obdobně, jako u lokality DB, Výjimku tvoří obsah Na^+ pro jarní odběr na lokalitě V10/J (Obr. 20), kde jsem zaznamenala vyšší obsah Na^+ v 10 m od vozovky než v 1 m od silnice.

Lokalita VG

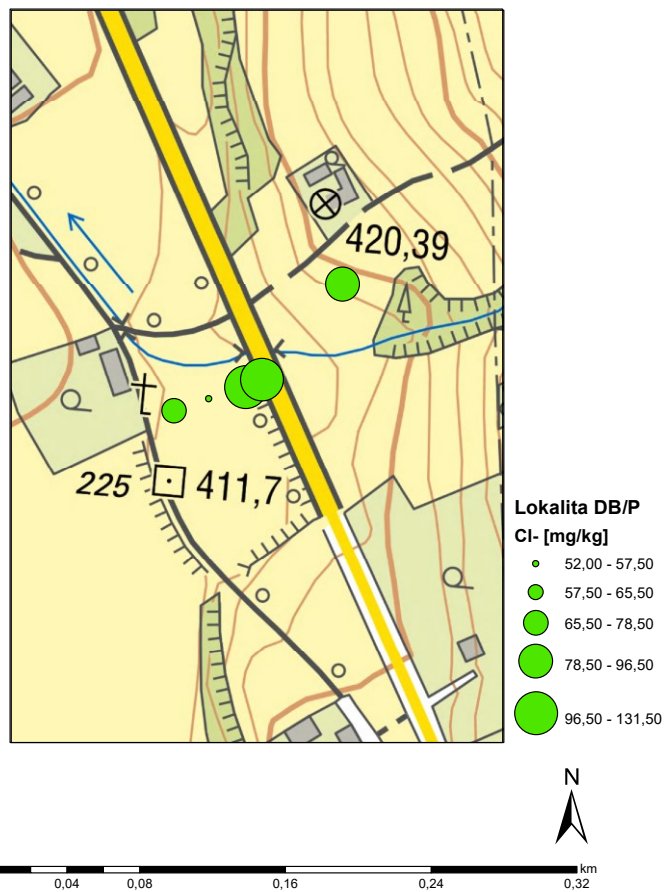
Totožně s lokalitami DB a V lze charakterizovat i tuto lokalitu. Na mapách (Obr. 25, Obr. 26, Obr. 27, Obr. 28, Obr. 29, Obr. 30) vidíme, že nejvyšší obsahy Na^+ , Cl^- a hodnoty pH se nacházejí 1 m od vozovky. Toto platí pro jarní i podzimní odběr.



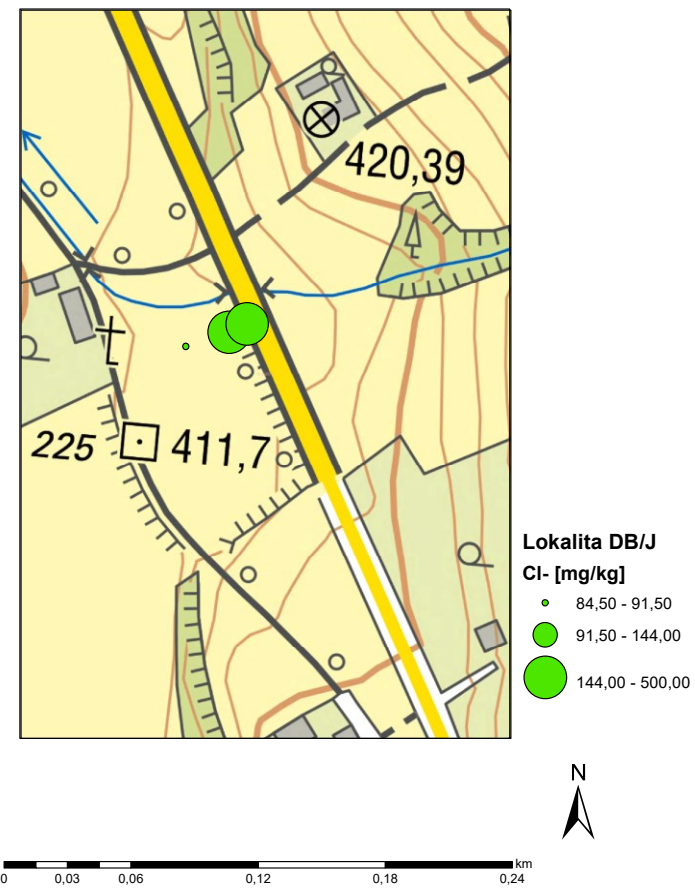
Obr. 13 Mapa rozložení Na⁺ na lokalitě DB/P



Obr. 14 Mapa rozložení Na⁺ na lokalitě DB/J



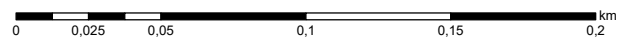
Obr. 15 Mapa rozložení Cl⁻ na lokalitě DB/P



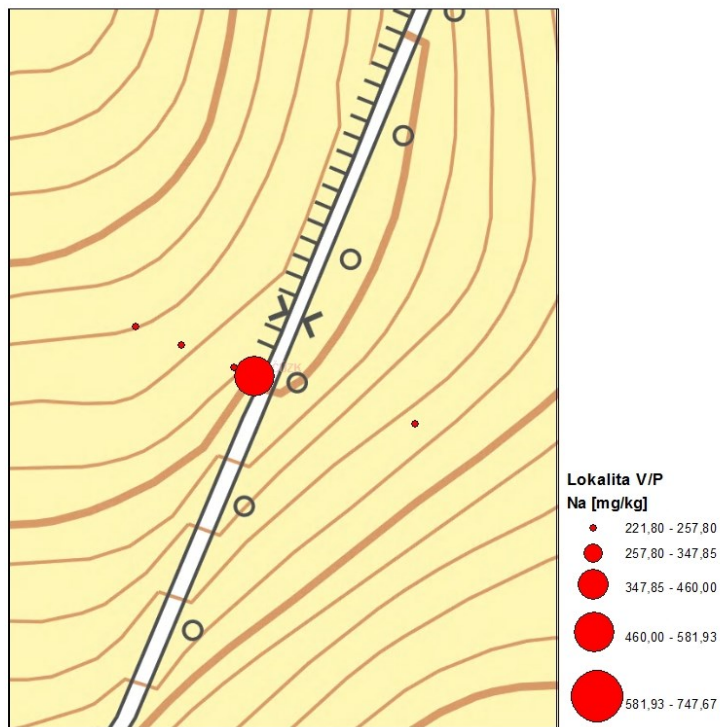
Obr. 16 Mapa rozložení Cl⁻ na lokalitě DB/J



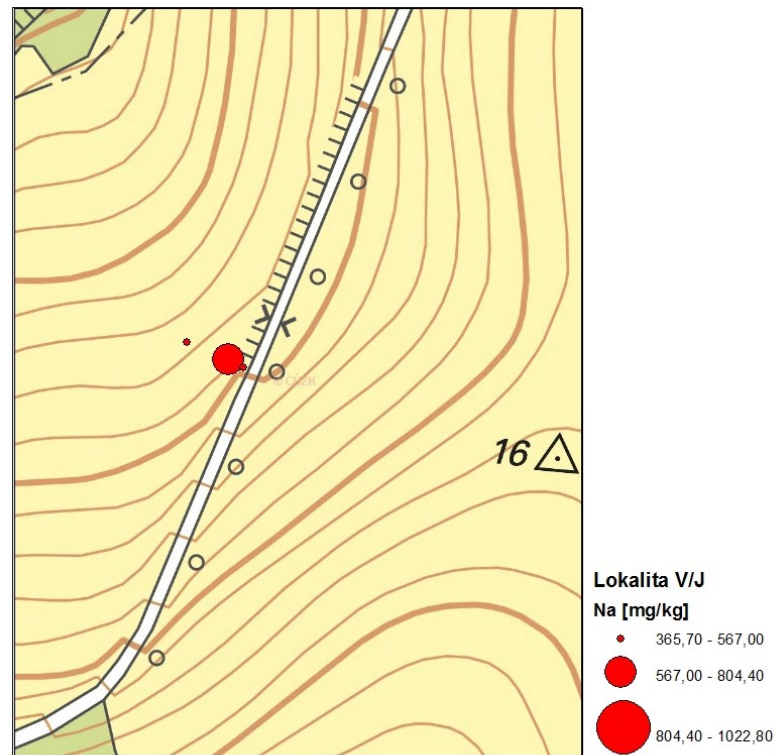
Obr. 17 Mapa rozložení pH na lokalitě DB/P



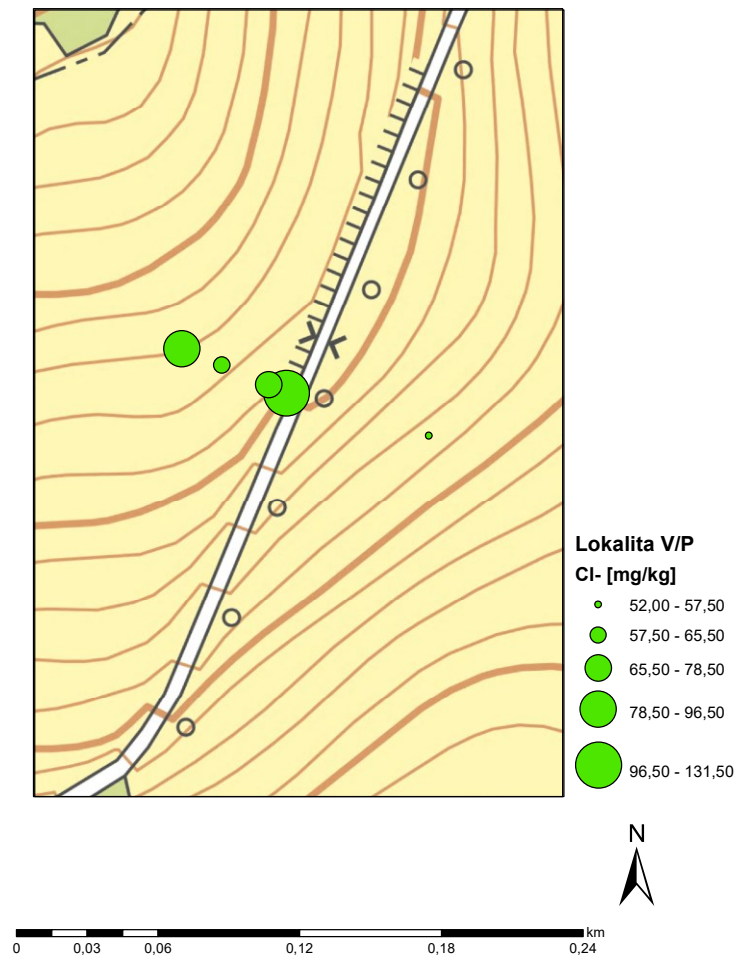
Obr. 18 Mapa rozložení pH na lokalitě DB/J



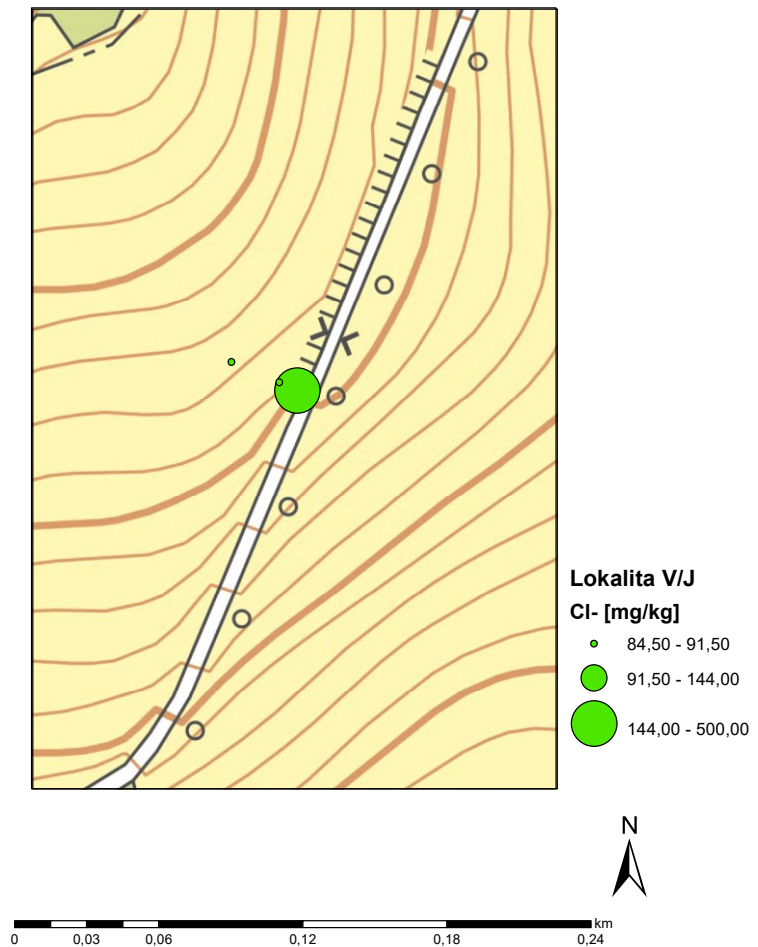
Obr. 19 Mapa rozložení Na⁺ na lokalitě V/P



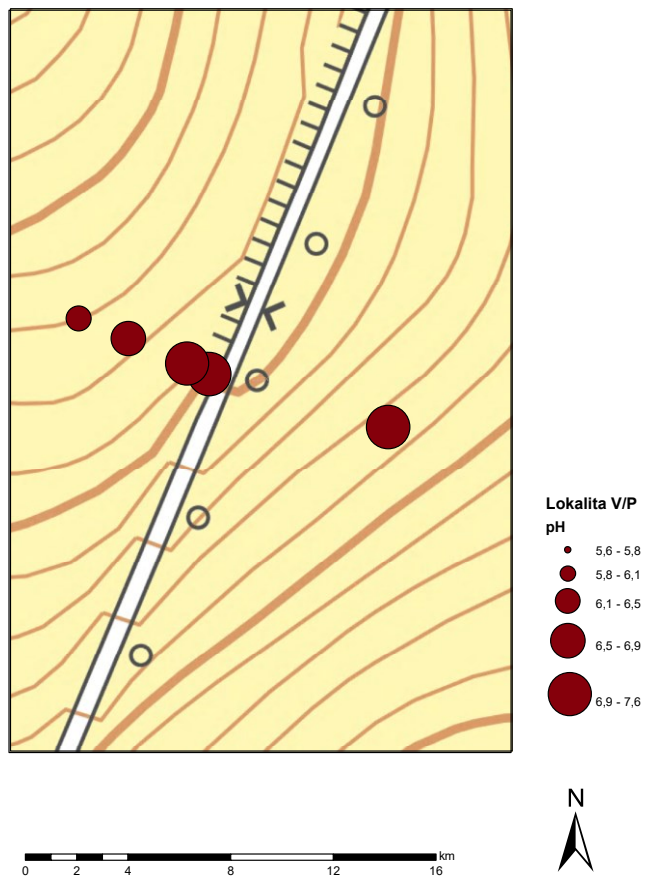
Obr. 20 Mapa rozložení Na⁺ na lokalitě V/J



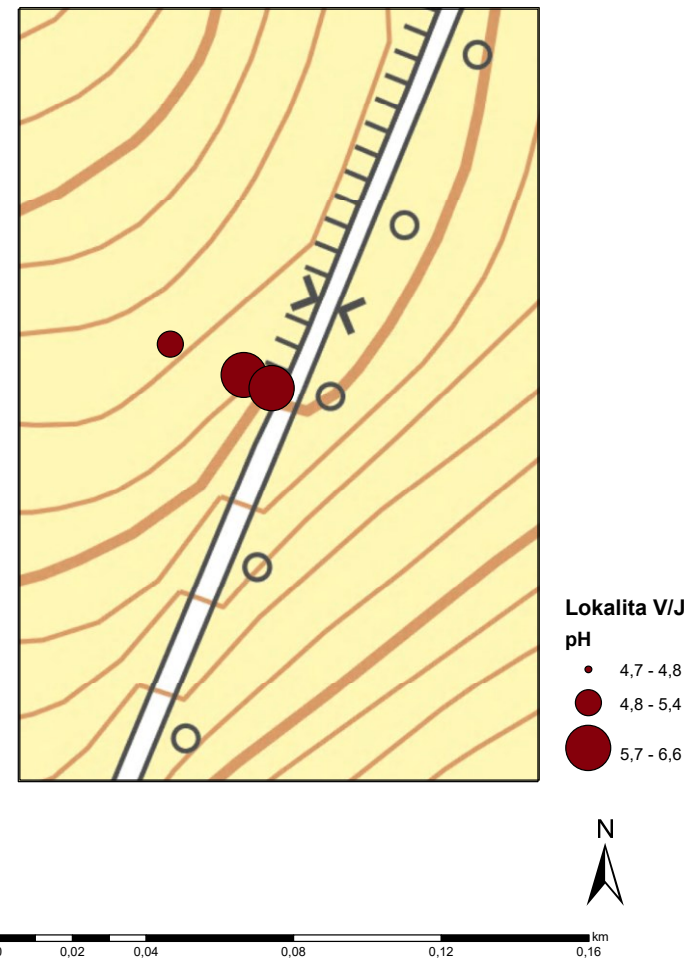
Obr. 21 Mapa rozložení Cl⁻ na lokalitě V/P



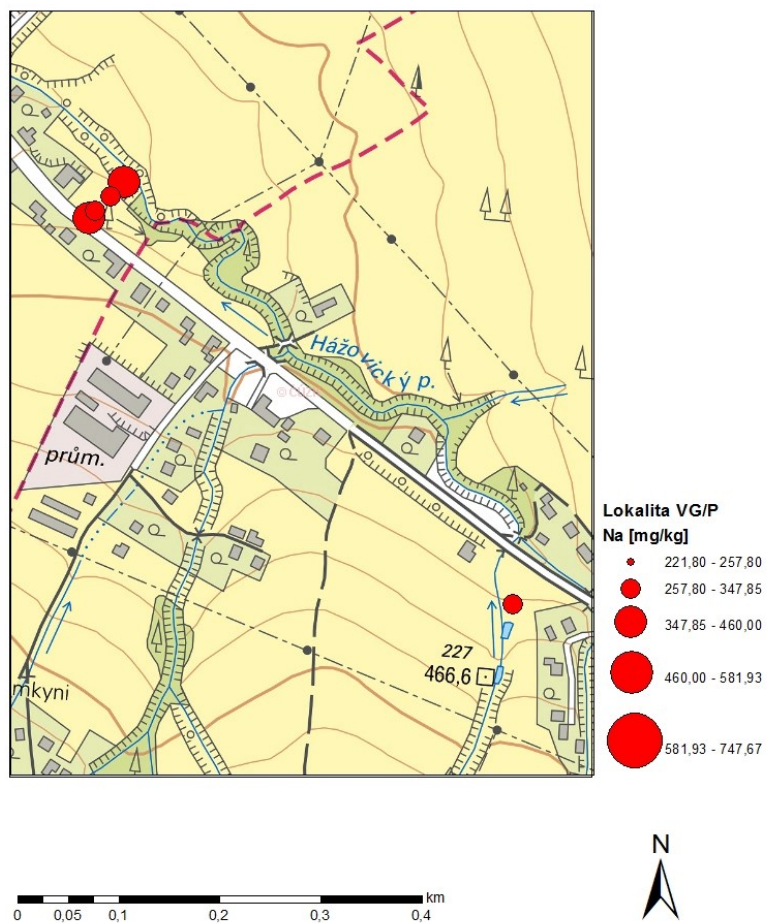
Obr. 22 Mapa rozložení Cl⁻ na lokalitě V/J



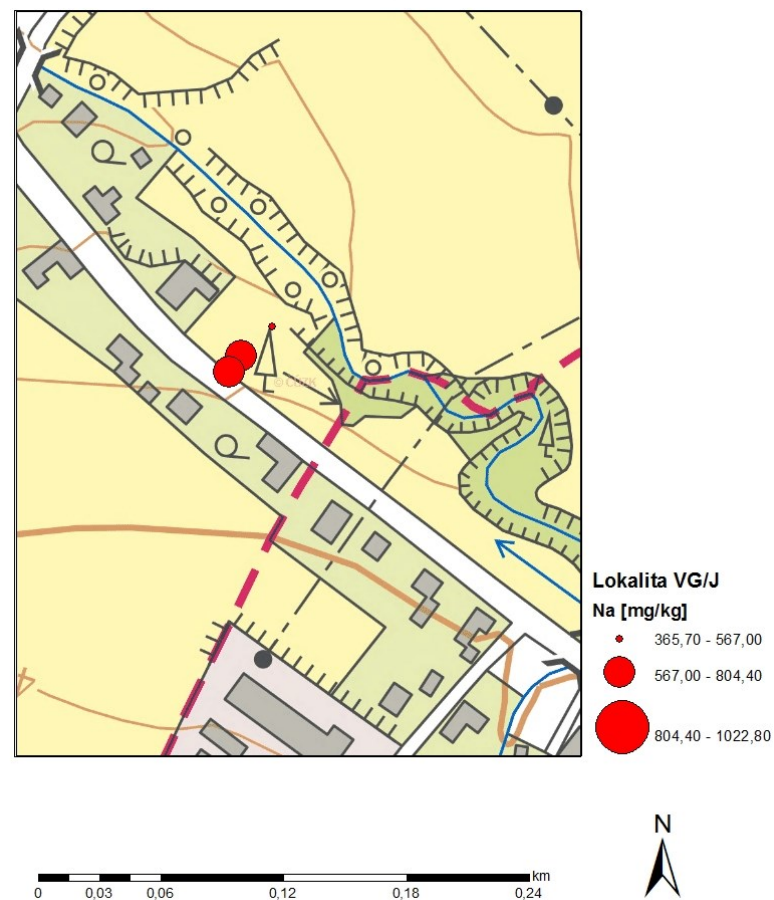
Obr. 23 Mapa rozložení pH na lokalitě V/P



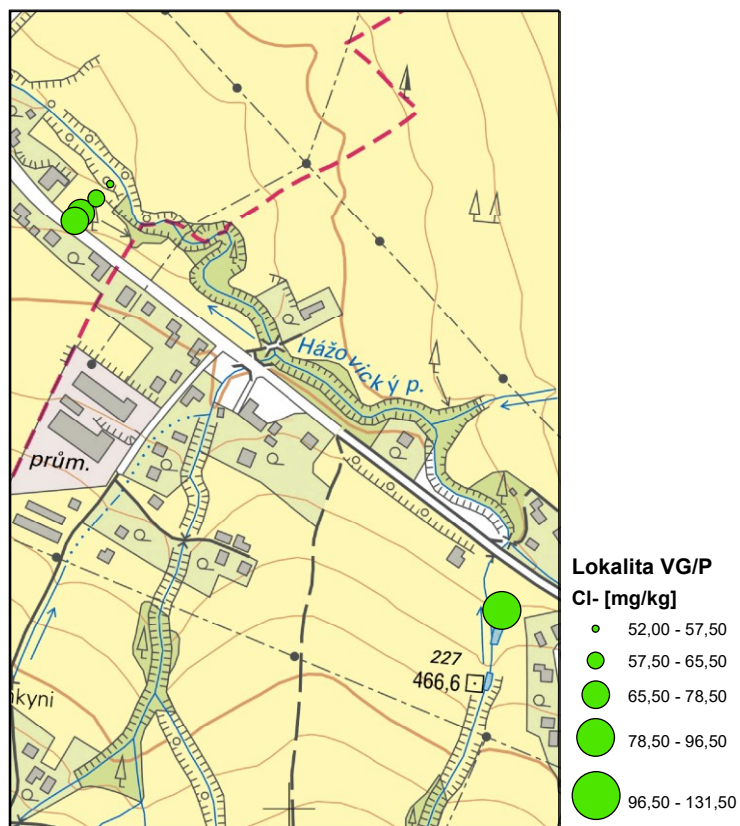
Obr. 24 Mapa rozložení pH na lokalitě V/J



Obr. 25 Mapa rozložení Na⁺ na lokalitě VG/P

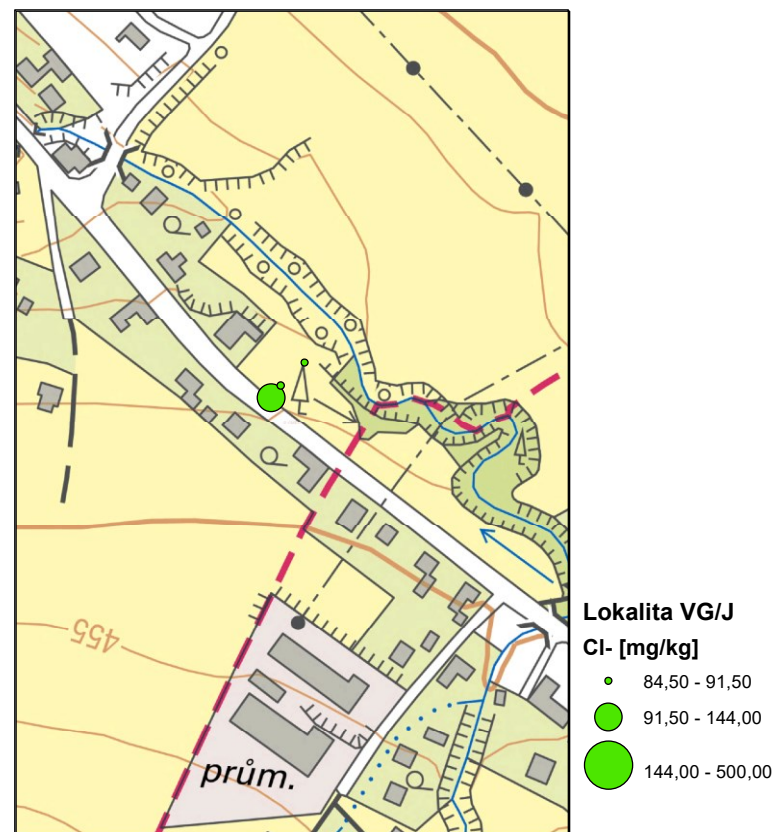


Obr. 26 Mapa rozložení Na⁺ na lokalitě VG/J



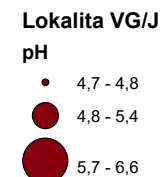
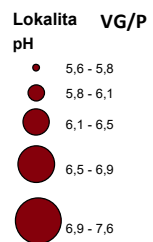
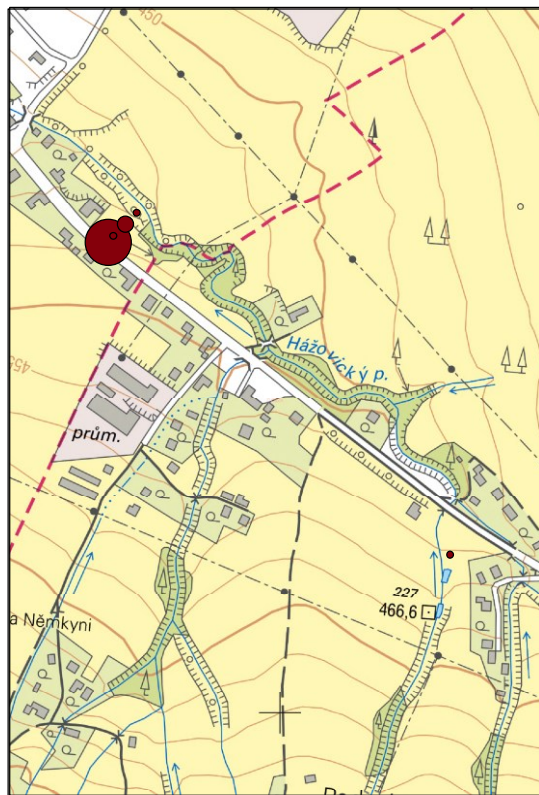
0 0,05 0,1 0,2 0,3 0,4 km

Obr. 27 Mapa rozložení Cl⁻ na lokalitě VG/P



0 0,05 0,1 0,2 0,3 0,4 km

Obr. 28 Mapa rozložení Cl⁻ na lokalitě VG/J



Obr. 29 Mapa rozložení pH na lokalitě VG/P

Obr. 30 Mapa rozložení pH na lokalitě VG/J

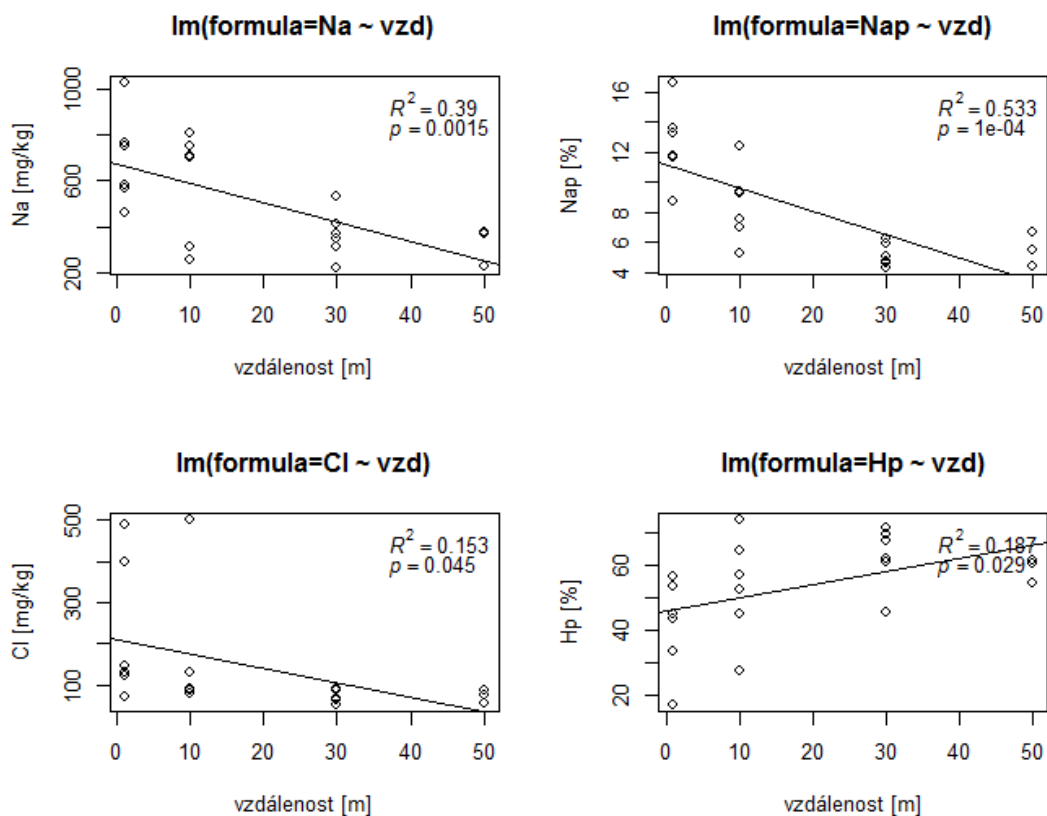
Statistické vyhodnocení

Rozdíly mezi lokalitami se projevily především v hodnotách E.C., obsahu humusu, C, N, výměnné aciditě, Mg^{2+} , $Mg\%$ a $H\%$ (Tab. 11). Tyto charakteristiky nejsou ovšem pro určení trendu v zasolení podstatné a pravděpodobně souvisí spíše s rozdíly mezi charakterem lokalit, než se zimní údržbou komunikací. Nutno dodat, že pro zpřesnění výsledků, které porovnávají lokality mezi sebou, by bylo vhodné vytipovat větší množství vozovek. Významné rozdíly, které lze přisuzovat zasolení v okolí komunikací, se projevily u Cl^- , Na^+ , $Na\%$ a $H\%$ (Tab. 11).

Tab. 11 Významné rozdíly mezi lokalitami a vzdálenostmi

	LOKALITY (DB, V, VG)		VZDÁLENOSTI (1, 10, 30 m)	
	ANOVA	Kruskal Wallis	ANOVA	Kruskal Wallis
pH	0,057	0,069	0,115	0,119
E.C.	0,006	0,001	0,140	0,183
VLHKOST	0,491	0,394	0,322	0,278
HUMUS%	0,000	0,000	0,917	0,895
C%	0,000	0,000	0,918	0,895
N	0,000	0,001	0,471	0,327
VYM.ACIDITA	0,039	0,040	0,547	0,526
Cl^-	0,320	0,290	0,196	0,046
Na^+	0,209	0,180	0,027	0,035
$Na\%$	0,656	0,717	0,000	0,002
Mg^{2+}	0,000	0,001	0,484	0,557
$Mg\%$	0,004	0,007	0,251	0,302
Ca^{2+}	0,326	0,264	0,680	0,587
$Ca\%$	0,003	0,005	0,204	0,121
K^+	0,255	0,229	0,932	0,977
$K\%$	0,088	0,153	0,635	0,717
H^+	0,057	0,069	0,117	0,119
$H\%$	0,020	0,040	0,050	0,039
KVK	0,255	0,221	0,397	0,581

Signifikantní rozdíly u těchto půdních charakteristik se objevily také při lineární regresi (Obr. 31). Z grafů pro Na^+ , $\%Na$ a Cl^- lze vyčíst klesající trend v závislosti na vzdálenosti od vozovky na odtokové straně komunikace. Lze usoudit, že v 1m od silnice se vyskytují nejvyšší obsahy látek, které obecně souvisejí se zasolením půdy. Naopak $\%H$ se vzdáleností od komunikace roste. Jarní i podzimní odběr a jejich závislost na vzdálenosti od vozovky je vyhodnocen společně.



Obr. 31 Lineární regrese pro Na^+ , %Na, Cl^- , %H

V tabulkách jsou zobrazeny signifikantní rozdíly mezi vzdálenostmi 1 m a 30 m od vozovky pro všechny lokality i pro oba odběry společně. Tab. 12 Se zaměřuje na rozdíly v obsahu Cl^- , Tab. 13 charakterizuje Na^+ , Tab. 14 zobrazuje %Na a v Tab. 15 jsou shrnuty výsledky pro %H. Nejvýznamnější rozdíl v závislosti na vzdálenosti jsem zaznamenala u %Na.

Tab. 12 Rozdíly mezi vzdálenostmi Cl⁻

Depend.: Cl ⁻	Multiple Comparisons p values (2-tailed); Cl ⁻ (solení1) Independent (grouping) variable: vzdálenost Kruskal-Wallis test: H (2, N= 18) =6,140351 p =,0464		
	1	10	30
	R:12,833	R:10,333	R:5,3333
1		1	0,044883
10	1		0,314272
30	0,044883	0,314272	

Tab. 13 Rozdíly mezi vzdálenostmi Na⁺

Depend.: Na ⁺	Multiple Comparisons p values (2-tailed); Na (solení1) Independent (grouping) variable: vzdálenost Kruskal-Wallis test: H (2, N= 18) =6,678363 p =,0355		
	1	10	30
	R:13,000	R:10,333	R:5,1667
1		1	0,033116
10	1		0,281045
30	0,033116	0,281045	

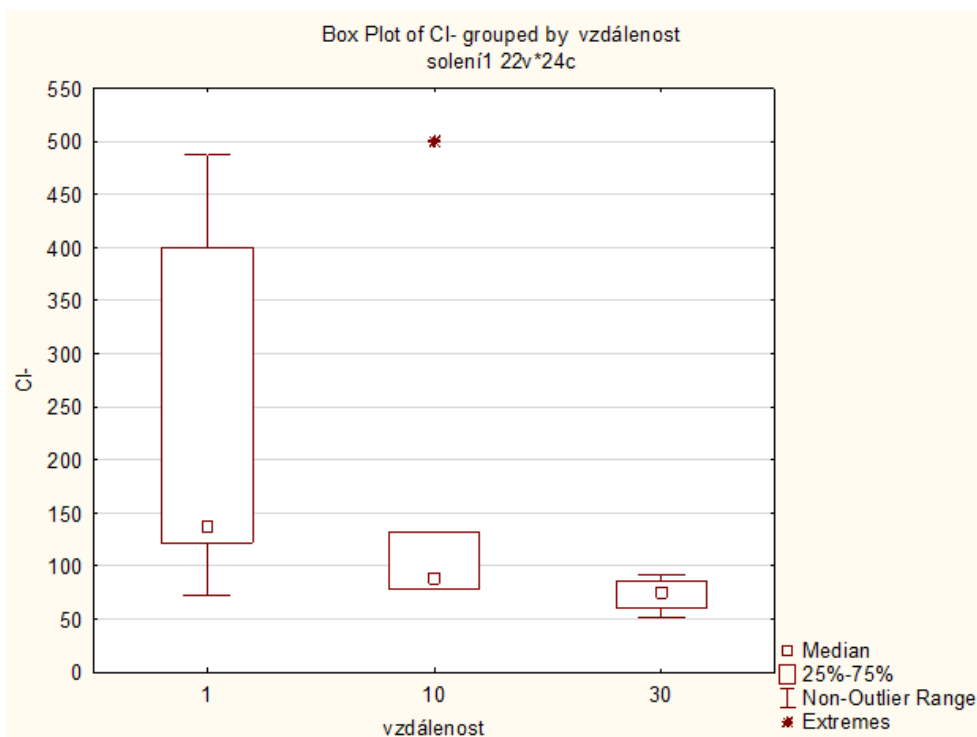
Tab. 14 Rozdíly mezi vzdálenostmi %Na

Depend.: %Na	Multiple Comparisons p values (2-tailed); %Na (solení1) Independent (grouping) variable: vzdálenost Kruskal-Wallis test: H (2, N= 18) =12,43275 p =,0020		
	1	10	30
	R:14,667	R:10,000	R:3,8333
1		0,390027	0,00132
10	0,390027		0,136264
30	0,00132	0,136264	

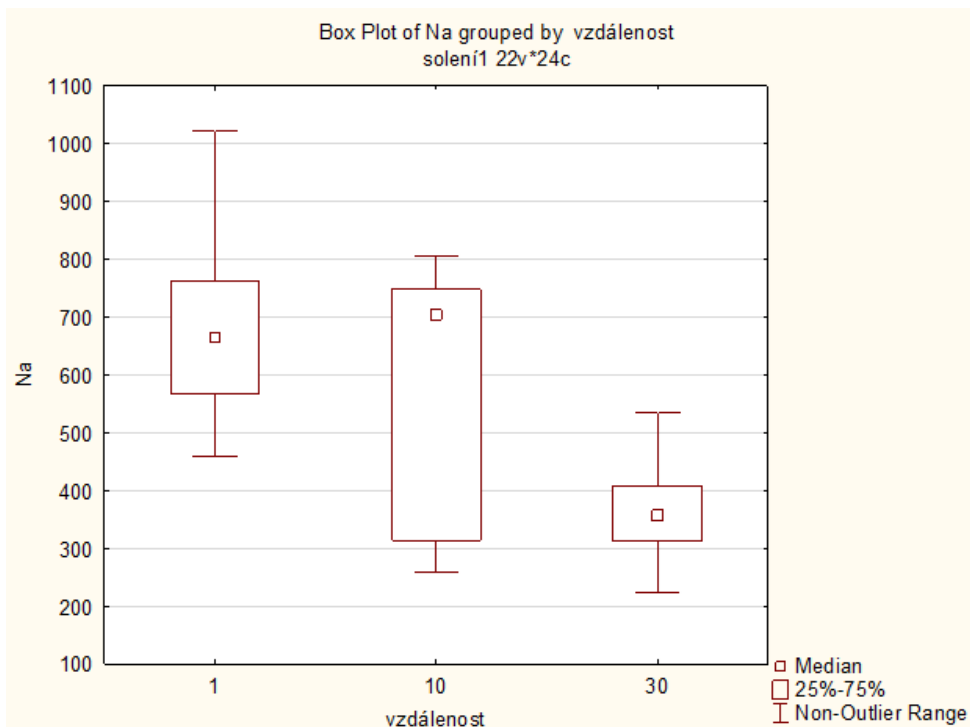
Tab. 15 Rozdíly mezi vzdálenostmi %H

Depend.: %H	Multiple Comparisons p values (2-tailed); %H (solení1) Independent (grouping) variable: vzdálenost Kruskal-Wallis test: H (2, N= 18) =6,467836 p =,0394		
	1	10	30
	R:5,5000	R:9,6667	R:13,333
1		0,529275	0,033116
10	0,529275		0,702583
30	0,033116	0,702583	

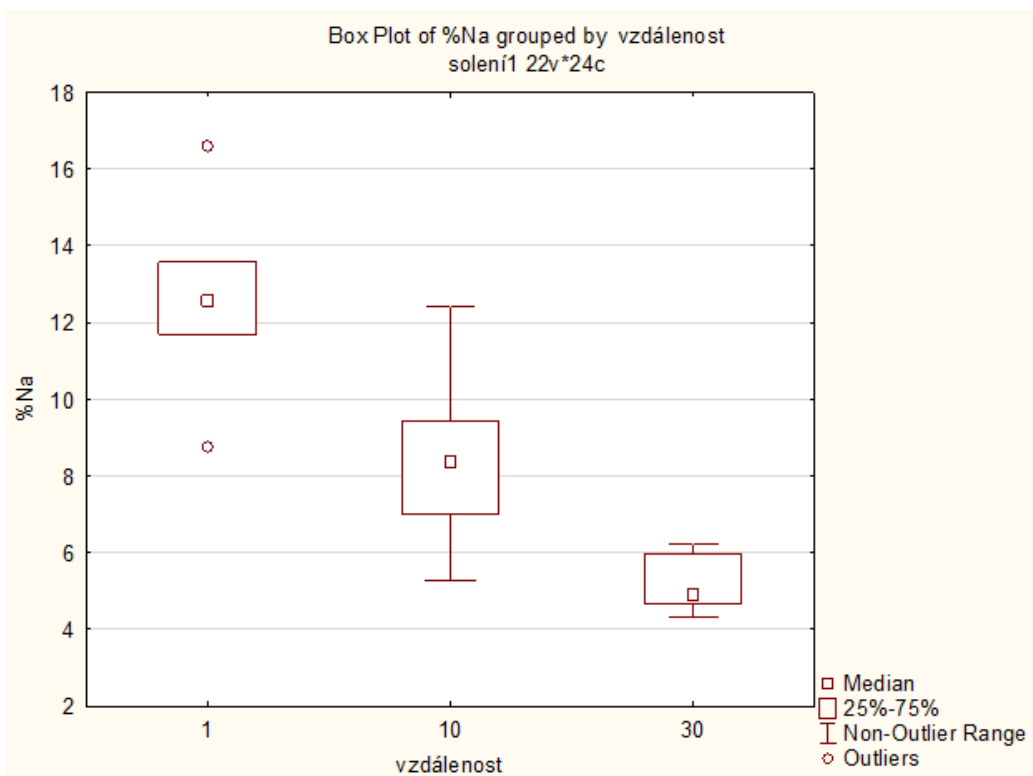
Pomocí Box Plot diagramů (Obr. 32, Obr. 33, Obr. 34, Obr. 35) jsou znázorněny signifikantní rozdíly (Tab. 11) mezi vzdálenostmi 1 m, 10 m a 30 m od komunikace. Tyto Box Plot diagramy jsou vytvořeny z hodnot zjištěných na všech lokalitách (DB, V, VG) při podzimním i jarním odběru. Z prvního grafu (Obr. 32) lze vyčíst, že obsahy Cl⁻ jsou obecně nejvyšší ve vzdálenosti 1 m od vozovky, Na⁺ (Obr. 33) a %Na (Obr. 34) mají taktéž se zvyšující se vzdáleností klesající charakter. Tendenci směrem od vozovky stoupat má z těchto zjišťovaných charakteristik pouze %H (Obr. 35).



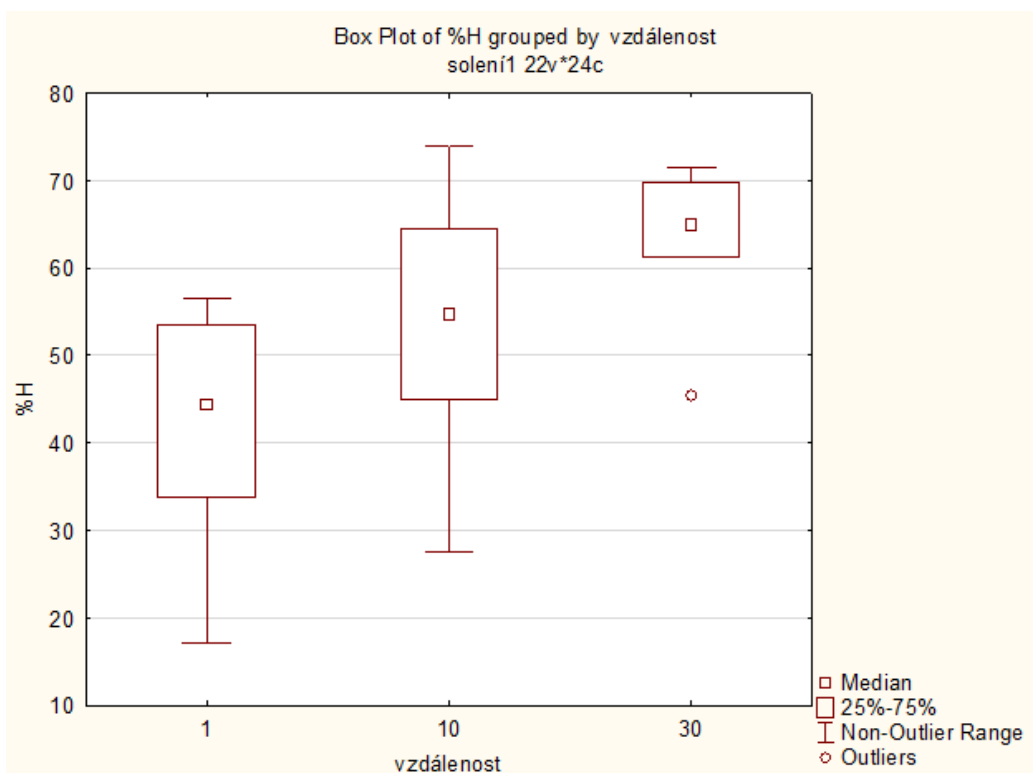
Obr. 32 Rozdíly v obsahu Cl⁻ mezi vzdálenostmi pro lokality DB, V, VG



Obr. 33 Rozdíly v obsahu Na⁺ mezi vzdálenostmi pro lokality DB, V, VG



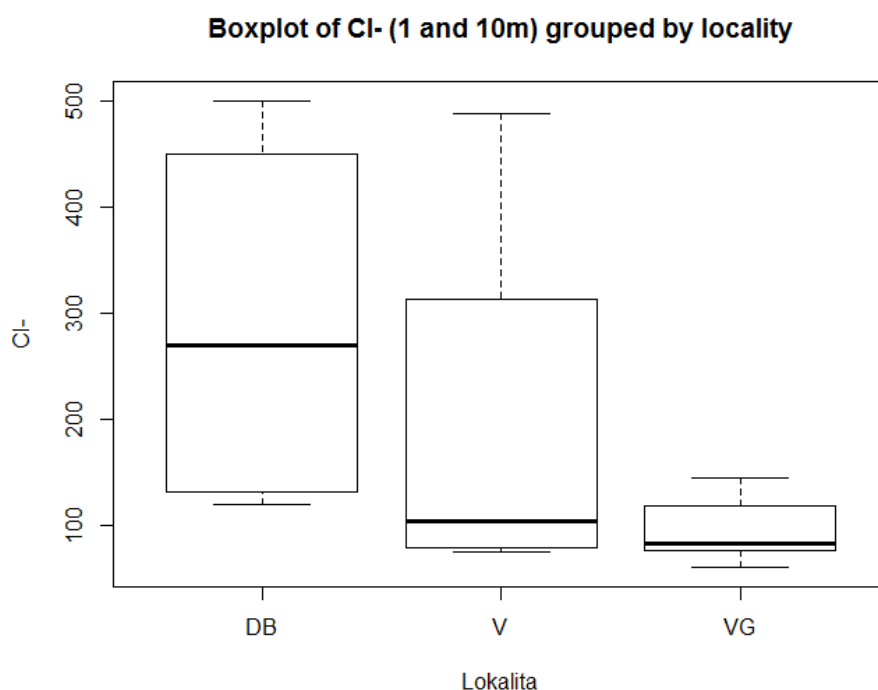
Obr. 34 Rozdíly v obsahu %Na mezi vzdálenostmi pro lokality DB, V, VG



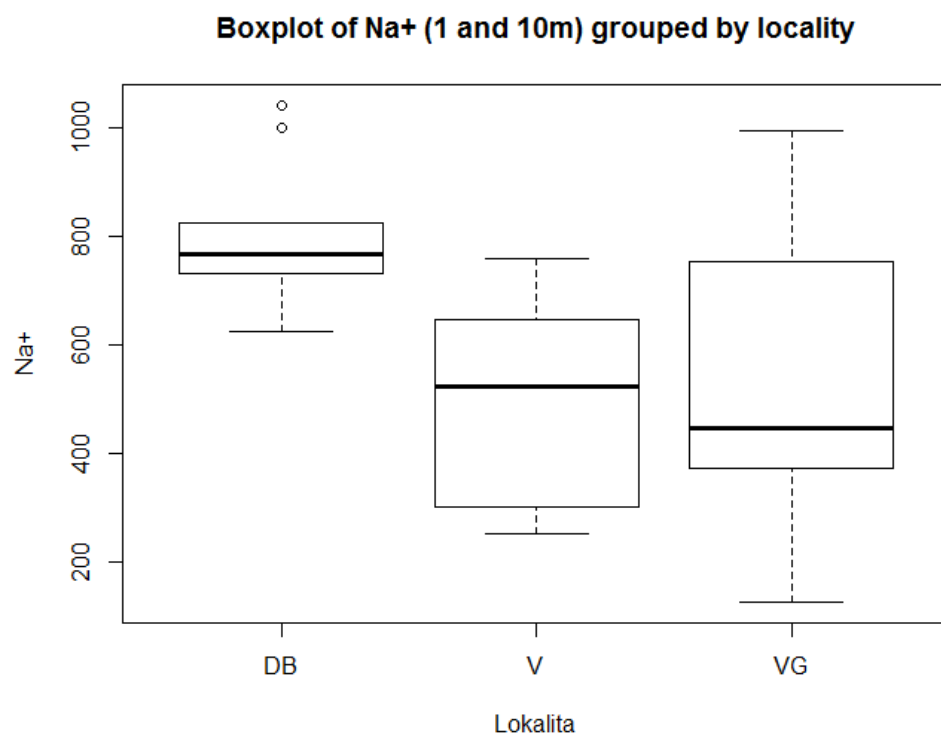
Obr. 35 Rozdíly v obsahu %H mezi vzdálenostmi pro lokality DB, V, VG

4.3 Rozdíly v obsazích Cl^- a Na^+ mezi jednotlivými lokalitami

Tyto lokality se od sebe liší dobou, po kterou na nich probíhá chemický posyp cest a také třídou komunikace. Silnice I. třídy na lokalitě DB je solena nejdéle (>10 let). Vozovky II. třídy na lokalitách V (cca 5 let) a VG (2 roky) jsou soleny podstatně kratší dobu. Údaje o době, po kterou se tyto komunikace chemicky udržují pochází z Regionálního pracoviště Správy CHKO Beskydy v Rožnově pod Radhoštěm. Z těchto diagramů (Obr. 36, Obr. 37) je zřejmé, že obsahy Cl^- i Na^+ ve vzdálenosti do 10 m jsou nejvyšší na lokalitě DB, Lokality V a VG jsou téměř srovnatelné.



Obr. 36 Rozdíly v obsahu Cl^- mezi jednotlivými lokalitami ve vzdálenosti do 10m od vozovky



Obr. 37 Rozdíly v obsahu Na⁺ mezi jednotlivými lokalitami ve vzdálenosti do 10m od vozovky

4.4 Vyhodnocení vegetace

V této podkapitole jsou shrnuty výsledky z určování vegetace, která se vyskytovala v místech odběru půdy v 1 m, 10 m a 30 m na odtokové straně komunikace. Pro každou lokalitu jsou zde vypsány jednotlivé druhy. Na lokalitách s produkčními travními porosty se vyskytovaly běžné druhy a neobjevil se zde žádný halofyt, který by indikoval změnu vegetačního složení v důsledku zasolení.

Zastoupení jednotlivých druhů:

Tab. 16 Zastoupení jednotlivých druhů na lokalitách vyjádřené pomocí Braun-Blanquetovi stupnice

označení	výskyt druhu
.	nevyskytl se
r	1 – 2 jedinci
+	1 % plochy
1	Ojediněle
2	Roztroušeně
3	méně četně
4	Hojně
5	velmi hojně

Zdroj: (Moravec et al. 1994).

Lokalita DB

Vzdálenost [m]	1	10	30
<i>Arrhenatherum elatius</i>	hl 2	.	.
<i>Calamagrostis epigejos</i>	hl 3	.	.
<i>Fraxinus excelsior</i>	hl r	.	.
<i>Galium aparine</i>	hl r	.	.
<i>Poa pratensis</i>	hl 1	+	.
<i>Taraxacum species</i>	hl r	r	1
<i>Urtica dioica</i>	hl 1	.	.
<i>Vicia sepium</i>	hl + 1	1	
<i>Alopecurus pratensis</i>	hl .	3	3
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	hl .	2	2
<i>Bellis perennis</i>	hl .	+	.
<i>Bromus erectus</i>	hl .	2	+
<i>Holcus lanatus</i>	hl .	1	1
<i>Medicago lupulina</i>	hl .	2	+
<i>Plantago lanceolata</i>	hl .	3	3

<i>Ranunculus acris</i>	hl . 1 +
<i>Stellaria graminea</i>	hl . + +
<i>Trifolium pratense</i>	hl . 2 2
<i>Trisetum flavescens</i>	hl . + .
<i>Alchemilla species</i>	hl . . +
<i>Galium album s.lat.</i>	hl . . +
<i>Ranunculus repens</i>	hl . . 1
<i>Rumex acetosa</i>	hl . . +
<i>Trifolium dubium</i>	hl . . 4
<i>Veronica chamaedrys</i>	hl . . r

Lokalita V

Vzdálenost [m]	1 10 30
<i>Arrhenatherum elatius</i>	hl 3 . .
<i>Cirsium rivulare</i>	hl 2 . .
<i>Dactylis glomerata</i>	hl 3 4 .
<i>Galium album s.lat.</i>	hl 1 . .
<i>Potentilla reptans</i>	hl r . .
<i>Taraxacum species</i>	hl + 2 2
<i>Urtica dioica</i>	hl 2 . .
<i>Vicia sepium</i>	hl + . .
<i>Alchemilla species</i>	hl . r .
<i>Alopecurus pratensis</i>	hl . 2 2
<i>Bromus hordeaceus</i>	hl . 2 .
<i>Glechoma hederacea</i>	hl . r .
<i>Poa pratensis</i>	hl . + 2
<i>Ranunculus acris</i>	hl . + +
<i>Rumex acetosa</i>	hl . 1 .
<i>Stellaria graminea</i>	hl . + +
<i>Trifolium pratense</i>	hl . 3 3
<i>Veronica chamaedrys</i>	hl . r .
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	hl . . +
<i>Lathyrus pratensis</i>	hl . . +

Lokalita VG

Vzdálenost [m]	1	10	30
<i>Ajuga reptans</i>	hl	1	r 1
<i>Alchemilla species</i>	hl	r	2 2
<i>Alopecurus pratensis</i>	hl	+ 1	1
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	hl	r	2 2
<i>Arrhenatherum elatius</i>	hl	2	r .
<i>Bromus erectus</i>	hl	3	2 .
<i>Carex hirta</i>	hl	r	. .
<i>Dactylis glomerata</i>	hl	2	1 +
<i>Equisetum arvense</i>	hl	r	. .
<i>Festuca rubra</i>	hl	+	+ r
<i>Galium album s.lat.</i>	hl	3	1 +
<i>Glechoma hederacea</i>	hl	r	. +
<i>Hieracium species</i>	hl	+ 2	+
<i>Holcus lanatus</i>	hl	1	2 1
<i>Lactuca serriola</i>	hl	r	1 +
<i>Lathyrus pratensis</i>	hl	1	. .
<i>Luzula campestris</i>	hl	1	1 .
<i>Plagiomnium medium</i>	hl	r	. .
<i>Plantago lanceolata</i>	hl	1	2 2
<i>Poa pratensis</i>	hl	1	. r
<i>Ranunculus acris</i>	hl	+ 2	1
<i>Stellaria graminea</i>	hl	r	+ +
<i>Taraxacum species</i>	hl	2	3 2
<i>Trifolium pratense</i>	hl	r	2 3
<i>Veronica chamaedrys</i>	hl	r	. 1
<i>Vicia sepium</i>	hl	r	+ 1
<i>Lotus corniculatus agg.</i>	hl	. r	. .
<i>Medicago lupulina</i>	hl	. 2	3
<i>Poa pratensis agg.</i>	hl	. +	. .
<i>Trisetum flavescens</i>	hl	. 1	. .
<i>Bromus hordeaceus</i>	hl	. .	r
<i>Fragaria viridis</i>	hl	. .	+ .
<i>Prunella vulgaris</i>	hl	. .	r
<i>Rumex acetosa</i>	hl	. .	+ .

5 Diskuse

Z literatury vyplývá, že vliv chemické údržby vozovek závisí na mnoha faktorech, jako je např. sorpce půdy, mikrobiální činnost v půdě, topografie, teplota, srážky, stupeň urbanizace a typ drenážního systému (Ramakrishna, Viraraghavan 2005). Také je nutné zohlednit dopravní zatížení komunikace, frekvenci a intenzitu zimní údržby, a také rychlost a směr větru (Equiza et al. 2017). Dlouhodobé studie prokázaly, že zimní údržba komunikací v podobě rozmrazovacích materiálů má výrazný vliv na okolní půdu (Ramakrishna, Viraraghavan 2005). I v rámci mé poměrně krátkodobé studie vlivu rozmrazovacích materiálů na půdu v okolí vozovek lze zaznamenat několik trendů, které lze přisuzovat zimní údržbě.

5.1 Fyzikálně-chemické charakteristiky sledovaných půd

Dle kritérií pro elektrickou konduktivitu (E.C.) lze usoudit, že v místech odběru jsou půdy nezasolené. Vodivost ve sledovaných transektech nepřevýšila hodnotu $200 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$, což je hranice pro nezasolené půdy (Tab. 3). Při těchto hodnotách jsou dopady salinity poměrně zanedbatelné, s výjimkou velmi citlivých rostlin, jako jsou např. brambory, zelí či hrách (Sánka, Materna 2004). Nejvyšší hodnotu E.C. jsem naměřila na lokalitě V1/J ($181,6 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$) (Tab. 9). Jelikož soli v půdě působí jako vodič, mohla by tato vysoká hodnota, kterou jsem naměřila 1 m od vozovky, souviset právě se solením vozovky (Fiala, Krhovjáková 2009). Vysoké dávky posypové soli v zimní sezóně 2018 – 2019 v kombinaci s poměrně nízkým srážkovým úhrnem, který v měsíci odběru (duben 2019) činil 38 mm (ČHMÚ 2019) mohly způsobit tuto vysokou hodnotu pro jarní odběr (Equiza et al. 2017).

Vliv zimní údržby se může projevit také na výměnné aciditě, kdy vzorky z krajnic na lokalitě V ($0,82 \text{ me}\cdot 100\text{g}$) a VG ($0,27 \text{ me}\cdot 100\text{g}$) pro podzimní odběr klesaly až k 0, zatímco kontrolní vzorky se pohybovaly daleko výše (Tab. 9, Tab. 10).

Přítomnost Na^+ a Cl^- může omezovat výskyt některých nutrientů, jako je např. organický N a C. Půdní mikroorganismy mohou totiž v zasolené půdě trpět osmotickým stresem, což má dopad na mineralizaci látek, které obsahují tyto prvky

(Holik et al. 2017). Toto potvrzují i výsledky, kdy se nejnižší obsahy N, vyskytovaly v blízkosti vozovek (1m a 10m), poté většinou hodnoty rostly (Tab. 8, Tab. 9, Tab. 10). Vysoké obsahy N na lokalitě V jsou pravděpodobně spojeny s využitím lokality pro pastvu skotu. Díky přítomnosti skotu a jejich fyziologické aktivitě se zvyšuje přísun N do půdy.

Souvislost se zimní údržbou komunikací mohou mít obsahy Ca^{2+} a Mg^{2+} , které jsou ve většině případů nejvyšší 1 m nebo 10 m od vozovky (Tab. 8, Tab. 9, Tab. 10). Toto mohou způsobovat inertní posypové materiály, které mohou mít poměrně vysoké množství těchto prvků a při jarním úklidu vozovek se snadno dostávají do okolí i několik metrů od komunikace (Sáňka, Čupr 2004). Zároveň se také na území ČR používají v minimálním množství CaCl_2 a MgCl_2 převážně ve formě solanky, a tak mohou být zjištěné obsahy Ca^{2+} a Mg^{2+} spojeny s touto skutečností (CDV 2007). Nutno dodat, že Na^+ může nahrazovat Ca^{2+} a Mg^{2+} , takže zde může docházet ke dvěma protichůdným procesům, kdy tyto ionty jsou sice vneseny do půdy díky inertnímu posypovému materiálu, ale jejich množství může být sníženo díky Na^+ , který se dostane do půdy společně s rozmrazovacím materiálem (Norrström, Bergstedt 2001). Celkově lze KVK zhodnotit, jako vysokou ($>180 \text{ mmol.kg}^{-1}$) (Sáňka, Materna 2004). Pouze v některých případech KVK klesá pod tuto limitní hodnotu (VG1/P $150,32 \text{ mmol.kg}^{-1}$, V10/P $159,80 \text{ mmol.kg}^{-1}$ a VK/P ($174,69 \text{ mmol.kg}^{-1}$) (Tab. 9, Tab. 10). Je zřejmé, že nejnižší hodnoty KVK se vyskytly 1 m a 10 m od vozovky, což může souviset se zasolením a zvýšenými obsahy Na^+ . Výjimku tvoří lokalita VK/P, kdy je hodnota KVK nízká i přesto, že by chemickým posypem neměla být ovlivněna, jelikož se nachází ve svahu nad komunikací. Důvodem může být ale využití plochy, jako pastviny pro skot a vnášení látek, které mohou snížit KVK v důsledku zemědělské činnosti.

5.2 Rozdíly v obsahu Na^+ a Cl^- a v hodnotách pH v závislosti na vzdálenosti od komunikace

Ze zjištěných výsledků lze vyčíst (Obr. 11, Obr. 12), že nejvýznamnější ovlivnění půdy solením je do 10 m od komunikace. Tento fakt je pravděpodobně spojen s přímou aplikací rozmrazovacích materiálů na vozovku. Značný nárůst obsahu Cl^- na lokalitách DB/J (1 m a 10 m od vozovky), V/J (1 m od vozovky) při jarním odběru může být způsoben nárůstem spotřeby rozmrazovacích materiálů v okrese Vsetín pro zimní údržbu 2018 – 2019. Spotřeby pro silnice I. třídy, kam spadá lokalita DB, činily 730 tun soli a 257 000 litrů solanky z původních 485 tun a 179 000 litrů pro předchozí zimní období. Pro silnice II. a III. třídy, kam spadají lokality V a VG, byl tento nárůst na 2 300 tun soli a 620 000 litrů solanky z původních 1 635 tun a 440 000 litrů solanky (Správa a údržba silnic Valašska 2019). Nejvyšší naměřená hodnota Cl^- na lokalitě DB/J (10 m od vozovky), která byla o 100 mg.kg^{-1} vyšší než v 1 m od komunikace může být spojena s mnoha faktory. Solný roztok mohl být např. rozstříknut do větší vzdálenosti díky projíždějícím autům (Sáňka, Čupr 2004). Tato lokalita je totiž ze sledovaných oblastí nejvíce dopravně zatížena (ŘSD 2016). Také se na této lokalitě vyskytuje půdní typ glej, s vyšší sorpcí iontů. Tím pádem nedochází k tak rychlému promývání půdy (Sáňka, Čupr 2004). Glejové půdy jsou charakteristické vysokou hladinou podzemní vody, což značí místa, která mohou být velmi ovlivněna solením (CDV 2007). Zároveň se na odběrném místě nachází poměrně rovinný terén, a tak nedochází k rychlému pohybu iontů (Sáňka, Čupr 2004). Nutno dodat, že tato nejvyšší naměřená hodnota (500 mg.kg^{-1}) pro Cl^- převyšuje obsahy publikované v jiných pracích. Např. Zýval et al. (2015) publikoval výsledky z NP Šumava, kde nejvyšší naměřený obsah Cl^- (rok 2012) se pohyboval okolo 320 mg.kg^{-1} . Další studie z Litvy (pro zimní sezónu 2007 – 2008) uvádí nejvyšší obsah ($248,7 \text{ mg.kg}^{-1}$) Cl^- v půdě. Určité obsahy Cl^- se mohou objevit také ve srážkách, ale tyto hodnoty v rozmezí 3 – 4 mg.kg^{-1} lze pravděpodobně zanedbat. Pokud jsou ale srážkové úhrny nízké, dochází k navýšení hodnot Cl^- ve srážkách až o jeden řád. Původcem zvýšené koncentrace Cl^- může být také emitace těchto látek při spalování fosilních paliv a biomasy do ovzduší a následná depoziční (CDV 2009). Tento jev se může projevit v důsledku lokálních zdrojů znečištění. V okolí Rožnova pod Radhoštěm může jít

např. o průmyslovou výrobu v Zubří, která se nachází západně od města. Nutno podotknout, že používání NaCl je poměrně ekologicky i ekonomicky vhodná alternativa, ovšem pokud teplota neklesne pod -10°C (CDV 2007), což se v Rožnově pod Radhoštěm pro zimní sezónu 2018 – 2019 (listopad – březen) stalo pouze zřídka, tudíž je vcelku vhodné použití tohoto materiálu. Na mapách zpracovaných pro lokalitu DB lze vidět nárůst hodnot pro Na^+ (Obr. 13, Obr. 14), Cl^- (Obr. 15, Obr. 16) a pH (Obr. 17, Obr. 18) v 50 m na odtokové straně komunikace. Toto může být způsobeno přítomností příjezdové komunikace, která se nachází necelých 10 m od tohoto odběrného místa.

Zvýšené pH v blízkosti sledovaných vozovek (Obr. 17, Obr. 18, Obr. 23, Obr. 24, Obr. 29, Obr. 30) indikuje možnou salinizaci půdy. Ionty Na^+ , které se ve větším množství mohou dostat do půdy spolu s posypovými solemi, nahrazují v sorpčním komplexu půdy ostatní kationty a tím pádem se zvyšuje půdní pH (Sáňka, Čupr 2004). Na sledovaných lokalitách dosahovaly hodnoty pH 7,6, což je hodnota téměř srovnatelná s výsledky, které publikovali Sáňka a Čupr (2004) v NP Krkonoše. Půdní reakce nad 7,3 je již hodnocena jako alkalická (Sáňka, Materna 2004) a při těchto vysokých hodnotách může být snížena dostupnost určitých elementárních prvků pro rostliny (Equiza et al. 2017).

Statistické vyhodnocení

Statisticky významné rozdíly v závislosti na vzdálenosti od komunikace jsem zaznamenala pro Na^+ , Cl^- , $\text{Na}\%$ a $\text{H}\%$. Z grafů (Obr. 32, Obr. 33, Obr. 34) lze vyčíst (pro Na^+ , Cl^- , pH), že nejvyšší hodnoty se nacházejí v těsné blízkosti komunikace a s rostoucí vzdáleností klesají. Tato skutečnost odpovídá hypotéze, že v důsledku probíhající zimní údržby, se v blízkosti vozovky vyskytují nejvyšší obsahy sledovaných látek. Procentuální zastoupení $\text{H}\%$ má opačný charakter, a to nejspíše z důvodu nahrazení tohoto prvku Na^+ (Norrström, Bergstedt 2001). Pomocí Kruskal-Wallis testu jsou v tabulkách (Tab. 12, Tab. 13, Tab. 14, Tab. 15) vizualizovány rozdíly v obsazích Cl^- , Na^+ , $\text{Na}\%$ a $\text{H}\%$ v závislosti na vzdálenosti 1 m a 30 m od vozovky, tudíž lze usoudit, že půda je solením ovlivněná nejvíce do 10 m od komunikace. Tuto skutečnost potvrzují i Box Plot diagramy (Obr. 32, Obr. 33, Obr. 34, Obr. 35). Obsahy sledovaných látek jsou nejvyšší v 1 m od vozovky, resp. nejnižší pro $\text{H}\%$, ovšem medián pro hodnoty Na^+ je nejvýše ve vzdálenosti 10 m, což

může být spojeno s pohybem vozidel (viz výše) či s vysokou perzistencí Na^+ v půdním sorpčním komplexu (CDV 2009).

5.3 Rozdíly v obsazích Cl^- a Na^+ mezi jednotlivými lokalitami

Z těchto výsledků (Obr. 36, Obr. 37) je zřejmé, že solením je nejvíce ovlivněna lokalita DB. Jelikož na této lokalitě probíhá chemická údržba nejdéle ze sledovaných lokalit (>10 let), lze usoudit, že čím déle probíhá posyp komunikací, tím jsou obsahy Cl^- a Na^+ vyšší. Půda má totiž obecně horší samočisticí schopnost než jiné složky ŽP, a díky sorpci nedochází k intenzivnímu vymývání těchto kationtů a aniontů z půdy, ale spíše k jejich akumulaci. Dalším důvodem by mohlo být dopravní zatížení komunikace, které je podstatně větší (10 906 motorových vozidel/den), než je tomu u lokalit V (1 759 motorových vozidel/den) a VG (3 295 motorových vozidel/den) (ŘSD 2016). Díky tomuto zatížení vozidly je zvyšován požadavek na sjízdnost komunikace, a tím pádem dochází k intenzivnější údržbě. Vysoké obsahy těchto iontů na lokalitě DB mohou být ovlivněny také např. půdním typem a dalšími faktory, které jsou popsány výše (Obsahy Na^+ a Cl^-). Vozovky na lokalitách V a VG jsou soleny po kratší dobu než předchozí zmíněná komunikace a výsledky analýz půd pro tyto lokality jsou téměř srovnatelné. Při hodnocení ovlivnění půd solením je velmi důležité zohlednit topografii (Norrstöm, Bergstedt 2001). V tomto případě jsou všechny tři lokality téměř srovnatelné, tudíž svažitost na tyto výsledky pravděpodobně neměla vliv. Nutno dodat, že vzhledem k malému počtu lokalit pro odběr vzorků nelze přesně statisticky vyhodnotit rozdíly v obsazích Cl^- a Na^+ mezi jednotlivými lokalitami, nicméně pro představu vlivů solení jsou tyto hodnoty také velmi důležité.

5.4 Vyhodnocení vegetace

Po prozkoumání vegetace na lokalitách DB, V a VG v 1 m, 10 m a 30 m od vozovky jsem nezaznamenala žádný halofilní druh, který by indikoval změnu vegetačního složení v důsledku zasolení. Nejsou zde patrné změny v rostlinném společenstvu, kdy mizí citlivé druhy a jsou nahrazovány tolerantnějšími, příp. druhy vysloveně halofilními jako *Puccinellia distans*, který se původně ve střední Evropě vyskytoval pouze na slaniscích, ale na rozdíl od jiných slanomilných druhů se začal šířit na zasolených půdách kolem silnic (Chytrý 2010). Vyskytovaly se zde běžné luční druhy a změny v druhovém složení v závislosti na vzdálenosti od komunikace souvisely spíše s hydrologickým režimem na odtokové straně svahu a také s využitím a managementem na daném území. Vyšší zastoupení trav může svědčit o přisevu. Nicméně salinizace snižuje úrodnost půdy a rostliny mohou přece jen trpět nedostatkem živin či osmotickým stresem (Willmert et al. 2018), proto by bylo vhodné okolí solených vozovek pravidelně kontrolovat a případné problémy řešit včas, či jim úplně předcházet. Majitelé pozemku (VG), kde probíhal odběr půdy totiž tvrdí, že od doby co započalo solení (2 sezóny), není vegetace v tak dobrém stavu, jako bývala. Sůl může ulpívat na vegetaci přímo při aplikaci, proto by bylo vhodné zavést opatření, aby nedocházelo k větším aplikaci rozmrazovacího materiálu, než je třeba.

5.5 Doporučení pro zmírnění dopadů chemické údržby vozovek

Pro zmírnění dopadů chemických rozmrazovacích materiálů na okolní ekosystémy bych doporučila především pravidelné sledování vlivu solení v modelových lokalitách. Jelikož nebyla doposud nalezena vhodná náhrada NaCl, je vhodné věnovat velkou pozornost dávkování, aby nedocházelo k vyšší aplikaci soli, než je nutné. Je dobré dbát také zvýšené opatrnosti při přepravě materiálu, aby nedocházelo k únikům během transportu. Dále je vhodné provádět chemické ošetření vybraných úseků pomocí moderní technologie zkrápění soli, která umožňuje přesnou regulaci dávkování a minimalizaci posypového materiálu. Také zabraňuje odvanutí soli větrem (CDV 2008). Stavebně technická opatření na těchto komunikacích vhodná nejsou. Jelikož pro celkový obsah chloridů v půdním prostředí není definována žádná limitní hodnota (Antl 2016), doporučila bych na základě pravidelného sledování a analýz půd tyto limitní hodnoty určit a legislativně zakotvit.

6 Závěr

Rozmrazovací materiály, které jsou používány pro zimní údržbu komunikací, mají velmi významný vliv na ekologické procesy, proto jsou studie o jejich vlivu velmi žádoucí (Dai et al 2012). Velké množství půd na celém světě, zejména v aridních oblastech, trpí zasolením. To ovlivňuje jejich vlastnosti, produktivitu a změny životního prostředí (Huang et al. 2012b).

Cílem práce bylo zhodnotit environmentální zatížení vybraných lokalit v blízkém okolí vozovek (1 m, 10 m, 30 m ve svahu pod komunikací), především ve vztahu k zimní údržbě vozovek. V odběrných místech jsem také provedla kontrolu vegetace pro podpoření výsledků vlivů solení na okolí komunikací. Jako podpůrná data sloužily výsledky analýz pro odběry půdy v 50 m na odtokové straně komunikace a v 50 m ve svahu nad komunikací. Také jsem porovnála rozdíly v zatížení jednotlivých lokalit, jelikož tyto vozovky jsou soleny po různě dlouhou dobu. Toto porovnání nebylo možné vzhledem k nízkému počtu lokalit přesně statisticky vyhodnotit, nicméně pro představu jsou v práci uvedeny Box Plot diagramy, naznačující rozdíly mezi sledovanými oblastmi.

Ze získaných výsledků usuzuji, že aplikace rozmrazovacích i inertních materiálů ovlivňuje chemismus půd, a to především do vzdálenosti 10 m od vozovky. S rostoucí vzdáleností naměřené hodnoty klesají a jsou srovnatelné s kontrolní lokalitou. Tato skutečnost je totožná s mnoha publikovanými studiemi, které se zabývají touto problematikou (např. Norrstörm, Bergstedt 2001). Zároveň existuje i mnoho jiných faktorů, na kterých může být chemismus půdy závislý. Tomuto faktu by bylo vhodné upravit management v území, především v souvislosti s výsadbou nové vegetace v okolí komunikace, při udělování výjimek ze zákazů a také při ochraně vodních zdrojů. Jelikož je sledování vlivů těchto látek na životní prostředí velmi dlouhodobý proces, tak bych pro co nejlepší pochopení vlivu solení na území Rožnova pod Radhoštěm a jeho okolí doporučila dlouhodobější sledování lokalit s odběry v okolí většího počtu vozovek, aby byly výsledky co nejpřesnější. Aby nedocházelo k nadměrnému poškozování ekosystémů, doporučila bych především pravidelné odběry a analýzy půd, ale i vody a kontroly stavu vegetace. V rámci sledované vegetace se sice žádný halofilní druh neobjevil, nicméně pravidelné výzkumy by byly jistě na místě.

7 Reference

- Antl M. (2016): Kontaminace půd v okolí pozemních komunikací [diplomová práce].
Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava. Ostrava.
- Baltrėnas P., Kazlauskienė A. (2007): Grass vegetation dynamics in soil contaminated with salt. *EKOLOGIJA*. 53: 58 – 63.
- Bardgett R. (2009): *The Biology of Soil : A community and ecosystem approach*.
Oxford University Press. Oxford, United Kingdom.
- Brady C. N., Weil R. R. (2014): *The Nature and Properties of Soils*. Pearson Education Limited. Essex.
- CDV: Centrum dopravního výzkumu (2007): Metodika zimní údržby v ochranných pásmech vodních zdrojů. Centrum dopravního výzkumu, v.v.i. Brno.
- CDV: Centrum dopravního výzkumu (2008): Používání chemických rozmrazovacích materiálů v ochranných pásmech vodních zdrojů při zimní údržbě. Centrum dopravního výzkumu, v.v.i. Brno.
- CDV: Centrum dopravního výzkumu (2009): Použití technologií chemického ošetření pozemních komunikací při zimní údržbě včetně projednání s odborníky na mezinárodním fóru. Centrum dopravního výzkumu, v.v.i. Brno.
- Černohlávková J., Hofman J., Bartoš T., Sáňka M., Anděl P. (2008): Effect of road deicing salts on soil microorganisms. *PLANT SOIL ENVIRON*. 11: 479 – 485.
- ČHMÚ: územní teploty [online]. (2019). Praha: Český hydrometeorologický ústav; [cit. 2019-07-23]. Dostupné z: <http://portal.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-srazky#>
- Chytrý M., Kučera T., Kočí M., Grulich V. & Lustyk P. (2010): Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha

- Dai L. H., Zhang L. K., Xu L. X., Yu Y. H. (2012): Evaluation on the Effect of Deicing Chemicals on Soil and Water Environment. *Procedia Environmental Sciences*. 13: 2122 – 2130.
- Equiza A. M. et al. (2016): Long-term impact of road salt (NaCl) on soil and urban trees in Edmonton, Canada. *Urban Forestry & Urban Greening*. 21: 16 – 28.
- Fiala K., Krhovjáčková J. (2009): Metodické postupy a zásady vyhodnocování chemických parametrů půd pod trvalými travními porosty. Agrovýzkum Rapotín s.r.o., Rapotín.
- Hekera P. (2013): Monitoring životního prostředí. Univerzita Palackého v Olomouci. Olomouc.
- Holik L., Vránová V., Rejšek K. (2017): The Effect of Salinity on Native Proteolytic. *Pol. J. Environ. Stud.* 26: 2873 – 2877.
- Hruška M. et al. (2018): Situační a výhledová zpráva – Půda. Ministerstvo zemědělství. Praha.
- Huang M. P., Li Y., Summers E. M. (2012a): Handbook of soil sciences – Properties and processes. CRC Press. Boca Raton.
- Huang M. P., Li Y., Summers E. M. (2012b): Handbook of soil sciences – Resource management and environmental impacts. CRC Press. Boca Raton.
- Moravec J. et al. (1994): Fytocenologie. Academia. Praha.
- Nature: CHKO Beskydy. [online]. (2016). Rožnov pod Radhoštěm: Regionální pracoviště Správa CHKO Beskydy, [cit. 2019-07-02]. Dostupné z: <http://nature.hyperlink.cz/Beskydy/>
- Norrström. C. A., Bergstedt E. (2001): The impact of road de-icing salts (NaCl) on colloid dispersion and base cation pools in roadside soils. *Water, Air and Soil Pollution*. 127: 281 – 299.
- Plán zimní údržby: Plán zimní údržby místních komunikací ve městě Rožnov pod Radhoštěm. [online] (2018). Rožnov pod Radhoštěm, [cit. 2019-05-07]. Dostupné z: https://roznov.cz/assets/File.ashx?id_org=14293&id_dokumenty=22698

- Poláková Š., Kubík L., Prášková L., Malý S., Němec P., Staňa J. (2017): Monitoring zemědělských půd v České republice 1992 – 2013. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský. Brno.
- Ramakrishna M. D., Viraraghavan (2005): Environmental impact of chemical deicers – a review. *Water, Air and Soil Pollution*. 166: 49 – 63.
- Rožnov: O městě [online]. (2019). Rožnov pod Radhoštěm: Město Rožnov pod Radhoštěm, [cit. 2019-06-05]. Dostupné z: <https://www.roznov.cz/o-meste/ds-1043/p1=1409>
- ŘSD ČR: Celostátní sčítání dopravy [online]. (2016). Praha: Ředitelství silnic a dálnic ČR, [cit. 2019-07-01]. Dostupné z: <http://scitani2016.rsd.cz/pages/results/section/default.aspx?l=Zl%C3%ADnsk%C3%BD%20kraj>
- ŘSD ČR: Silniční a dálniční síť ČR [online]. (2019). Praha: Ředitelství silnic a dálnic ČR, [cit. 2019-07-02]. Dostupné z: https://www.rsd.cz/wps/wcm/connect/c627e870-3aa0-4636-924c-323ddd3a6f4a/2019_1_cr_500vrst.jpg?MOD=AJPERES??
- Sáňka M., Čupr P. (2004): Vliv zimní údržby komunikací na lesní půdy na pozemcích KRNAP. EVERNIA s.r.o. Brno.
- Sáňka M., Materna J. (2004): Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. Ministerstvo životního prostředí. Praha.
- Sbírka zákonů ČR: Zákon č. 184/2016 Sb. [online]. (2016a). AION CS, s.r.o. [cit.2019-05-06]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2016-184>
- Sbírka zákonů ČR: Vyhláška č. 153/2016 Sb. [online]. (2016b). AION CS, s.r.o. [cit.2019-05-06]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2016-153>
- Sbírka zákonů ČR: Zákon č. 279/2013 Sb. [online]. (2013). AION CS, s.r.o. [cit.2019-05-06]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2013-279>
- Sobocká J., Šarapatka B. et al. (2018): 100 let společné historie české a slovenské pedologie. Výzkumný ústav půdoznalectva a ochrany půdy Bratislava. Bratislava.

- Správa a údržba silnic Valašska (2019): Spotřeba posypového materiálu v okrese Vsetín. Správa a údržba silnic Valašska, s.r.o. Valašské Meziříčí.
- Správa CHKO Beskydy [online]. (2019a). AOPK ČR. [cit. 2019-06-20]. Dostupné z: <http://beskydy.ochranaprirody.cz/>
- Správa CHKO Beskydy: Fauna [online]. (2019b). AOPK ČR. [cit. 2019-06-20]. Dostupné z: <http://beskydy.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/fauna/>
- Správa CHKO Beskydy: Flóra [online]. (2019c). AOPK ČR. [cit. 2019-06-20]. Dostupné z: <http://beskydy.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/flora/>
- Správa CHKO Beskydy: Geologie [online]. (2019d). AOPK ČR. [cit. 2019-06-20]. Dostupné z: <http://beskydy.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/geologie/>
- Správa CHKO Beskydy: Geomorfologie [online]. (2019e). AOPK ČR. [cit. 2019-06-20]. Dostupné z: <http://beskydy.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/geomorfologie/>
- Správa CHKO Beskydy: Půdní poměry [online]. (2019f). AOPK ČR. [cit. 2019-06-20]. Dostupné z: <http://beskydy.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/pudni-pomery/>
- Správa CHKO Beskydy: Vodopis [online]. (2019g). AOPK ČR. [cit. 2019-06-20]. Dostupné z: <http://beskydy.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/vodopis/>
- Strategický plán rozvoje mikroregionu Rožnovsko: Profil mikroregionu Rožnovsko [online]. (2006). Rožnov pod Radhoštěm, [cit. 2019-07-02]. Dostupné z: https://www.roznov.cz/assets/File.ashx?id_org=14293&id_dokumenty=4567
- Šarapatka B. (2014): Pedologie a ochrana půdy. Univerzita Palackého v Olomouci. Olomouc.
- Šarapatka B., Dlapa P., Bedrna Z. (2002): Kvalita a degradace půdy. Univerzita Palackého v Olomouci. Olomouc.
- Škarpa P. (2013): Moderní trendy v laboratorní výuce agrochemie a výživy rostlin. Mendelova univerzita v Brně. Brno
- Tomášek M. (2007): Půdy České republiky. Česká geologická služba. Praha.

VÚMOP: Půdní charakteristiky [online]. (2019). Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, [cit. 2019-07-02]. Dostupné z: <https://mapy.vumop.cz/>

Výškopis: Výškopis ČR [online]. (C2019). [cit.2019-05-05]. Dostupné z: <http://vyskopis.cz/>

Willmert M. H., Osso D. J., Twiss R. M., Langen A. T. (2018): Winter road management effects on roadside soil and vegetation along a mountain pass in the Adirondack Park, New York, USA. *Journal of Environmental Management*. 225: 215 – 223.

Zbírál J. (1995): Analýza půd: jednotné pracovní postupy. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský. Brno.

Zýval V., Křenová Z., Chocholoušková Z., Zýval V. jun., Zývalová J. (2015): Effects of applying deicing salt to roads in protected areas of the Bohemian Forest region. *Silva Gaberta*. 21: 43 – 52.