

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

DIPLOMOVÁ PRÁCE

**Strom jako bioindikátor kontaminace horninového
prostředí**

Vedoucí práce: Ing. Anna Petruželková, Ph.D.

Vypracovala: Bc. Barbora Bydžovská

2020

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta Životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Barbora Bydžovská

Aplikovaná ekologie

Název práce

Strom jako bioindikátor kontaminace horninového prostředí

Název anglicky

Tree as bio-indicator of subsurface contamination

Cíle práce

Cílem diplomové práce je:

- 1) ověřit přechod kontaminantu do dřevin rostoucích na lokalitě ovlivněné kontaminací podzemní vody chlorovanými ethyleny. Verifikace výsledků pomocí odběrů vzorků podzemní vody,
- 2) ověřit možnost využití dvou rozdílných způsobů fixace odebraného vzorku dřeva (metanol – destilovaná voda). Verifikace výsledků pomocí odběrů vzorků podzemní vody.

Metodika

1. Zpracování literární rešerše k danému tématu,
2. odběr vzorků v zájmové lokalitě (vzorkování dřevin, vzorkování podzemní vody),
3. statistická analýza získaných výsledků,
4. zhodnocení a sumarizace dosažených výsledků.

Doporučený rozsah práce

cca 40 normovaných stran textu bez příloh

Klíčová slova

fyto-screening, chlorované etheny, kontaminace, podzemní voda

Doporučené zdroje informací

- Algreen M. et Trapp S., 2014: Guideline for application of Tree Coring as an initial screening tool for typical pollutants in the subsurface. Tailored Improvement of Brownfield Regeneration in Europe. Environmental technologies for brownfield regeneration under grant agreement no 265364 (2011-2014), 1-26.
- Holm O., Rotard W., Trapp S., Dési R., 2011: Guide to Phytoscreening. Using tree core sampling and chemical analyses to investigate contamination in the groundwater and soil. On behalf of the Terra-, Aqua- and Site Remediation. Centre of Competence Leipzig – TASK. 1-27.
- Schumacher J.G., Struckhoff G.C., Burken J.G., 2004: Assessment of subsurface chlorinated solvent contamination using tree cores at the Front Street Site and a former dry cleaning facility at the Riverfront Superfund Site, New Haven, Missouri, 1999-2003. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2004-5049: 35.
- Vroblecky D.A., 2008: User's guide to the collection and analysis of tree cores to assess the distribution of subsurface volatile organic compounds. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2008 _ 5088, 11-38.
-

Předběžný termín obhajoby

2019/20 ZS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Anna Petruželková, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 23. 11. 2019

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 25. 11. 2019

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 26. 11. 2019

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma „Strom jako bioindikátor kontaminace horninového prostředí“ vypracovala samostatně pod vedením Ing. Anna Petruželková, Ph.D. a použila jen pramenů, které jsem řádně citovala a uvedla v seznamu použité literatury.

Zároveň prohlašuji, že tištěná verze je shodná s verzí odevzdanou přes Univerzitní informační systém.

V Praze dne

.....

Poděkování

Ráda bych poděkovala své školitelce Ing. Anně Petruželkové, Ph.D. za odborné vedení, pomoc a cenné rady při zpracování této práce. Také bych ráda poděkovala své rodině a přátelům za velkou podporu nejen při psaní této práce, ale také během celého studia.

Abstrakt

Určení kontaminace podzemní vody pomocí monitorovacích vrtů se ukázalo jako velmi nákladné, a ne vždy je místo vhodné pro tyto vrty. Proto se hledají nové doplňující neinvazivní metody, které pomohou určit kontaminaci oblasti. Tyto požadavky splňuje metoda phytoscreening – odběr vzorku dřeva. Kontaminační látky z podzemní vody se dostanou do stromů díky kořenovému systému a následně přetrvávají v dřevině. Vzorky dřeva byly odebírány v 1,2 m nad zemí a vzorkování proběhlo za jeden den.

Tato práce potvrdila přítomnost chlorovaných ethenů ve dřevě v zájmové lokalitě. Strom tedy může sloužit jako indikátor kontaminace podzemních vod, a navíc je tato metoda rychlejší a méně nákladná. Výsledky jsou vhodné využít pro orientační mapování kontaminačního mraku v experimentální oblasti. Nejlépe se prokázal PCE, ostatní látky byly prokázány jen zřídka. To může být způsobeno častým únikem PCE z provozu, který byl využíván pro extrakci tuku po dobu 25 let.

Klíčová slova: phytoscreening, chlorované etheny, kontaminace, podzemní voda

Abstract

Determination of groundwater contamination by monitoring bores has proven to be very costly, and there is not always a suitable site for such wells. Therefore, new complementary non-invasive methods are being sought to help determine contamination of the area. These requirements are met by the phytoscreening method. Groundwater contaminants reach the trees thanks to the root system and subsequently persist in the tree species. Wood samples were taken at 1.2 m above the ground and sampled in one day.

This work confirmed the presence of chlorinated ethenes in wood samples in the area of interest. Thus, trees can serve as an indicator of groundwater contamination, and moreover, this method is faster and less expensive. The results are suitable for orientation mapping of contamination cloud in experimental area. PCE has proven to have the best results, other substances have rarely been proven. This is due to frequent leaks of PCE which has been used for fat extraction for 25 years.

Keywords: phytoscreening, chlorinated ethenes, contamination, groundwater

Obsah

1.	Úvod.....	1
2.	Cíl práce.....	3
3.	Metodika	4
3.1.	Vzorkování dřevin	4
3.2.	Vzorkování podzemní vody	7
3.3.	Laboratorní analýza	7
3.3.1.	Vzorek dřeva – konzervace methanolem	8
3.3.2.	Vzorek dřeva – konzervace destilovanou vodou.....	9
3.3.2.	Podzemní voda.....	9
3.4.	Statistická analýza.....	10
4.	Literární rešerše	11
4.1	Chlorované etheny	11
4.1.1	Tetrachlorethen	13
4.1.2	Trichlorethen.....	13
4.1.3	Dichlorethen.....	14
4.1.4	Chlorethen.....	14
4.2	Phytoscreening	15
4.2.1	Faktory ovlivňující aplikaci metody	19
4.2.2	Nástroje pro odběr vzorku dřeva	22
4.2.3	Vliv odběru vzorku na stromy.....	22
4.2.4	Spektrum kontaminantů.....	23
4.3	Vlastnosti dřeva	24
4.3.1	Využití dřevní hmoty	25
4.3.2	Cévy a tracheidy	25
4.3.3	Vlhkost dřeva.....	26
4.3.4	Rozdělení vody ve dřevě.....	27
5.	Experimentální lokalita	29
5.1	Experimentální dřeviny	30
6.	Výsledky.....	32
6.1	Vzorkování dřevin – rok 2017	32
6.1.1	Ověření přechodu kontaminantů do dřevin.....	32

6.1.2	Vizualizace kontaminačního mraku.....	36
6.2	Vzorkování dřevin – rok 2018	39
6.2.1	Výtěžnost jednotlivých analytů dle konzervace	39
6.2.2	Závislost koncentrace CE ve vzorcích dřeva na koncentraci v podzemní vodě.....	43
6.2.3	Posouzení terénního postupu odběru vzorku dřeva (konzervace methanolem/destilovanou vodou)	45
7.	Diskuze.....	47
8.	Závěr a přínos práce.....	50

1. Úvod

Phytoscreening využívá přirozené schopnosti rostlin absorbovat vodu, živiny a potenciální znečišťující látky z horninového prostředí a podzemních vod prostřednictvím svých kořenů. Z kořenů mohou být znečišťující látky přesunuty do nadzemních částí rostlin. Na základě výsledků chemické analýzy nadzemních částí rostlin je možné lokalizovat a mapovat podpovrchové znečištění stromu (Vroblesky, 2008; Ottosen, 2018; Fonkwe et Trapp, 2016).

Phytoscreening podpovrchové kontaminace za pomoci odběrů vzorků dřeva se začal objevovat v 90. letech 20. století v USA (Schummacher et al. 2004; Vroblesky 2008). V dnešní době se odběr vzorku dřeva stal vědecky ověřenou a uznávanou metodou a používá se pro indikaci kontaminace horninového prostředí a podzemních vod u chlorovaných ethenů (Algreen et al., 2014).

Chlorované etheny patří mezi nejčastěji užívaná průmyslová rozpouštědla, čisticí a extrakční činidla. Pro jejich časté používání v různých oblastech průmyslového odvětví se staly častými kontaminanty životního prostředí po celém světě. PCE a TCE jsou neurotoxické a potenciálně karcinogenní látky a patří mezi nejčastější kontaminanty podzemních vod. Sanace kontaminovaných lokalit patří mezi k hlavním prioritám v oblasti ochrany životního prostředí a veřejného zdraví (Lacina, 2016; Saiyari et al., 2018).

Chlorované etheny řadí mezi tzv. DNAPL, které se mírně sorbují v půdě díky nízkým hodnotám distribučního koeficientu K_{ow} a K_{oc} . S jejich vyšší hustotou než voda a nízkou rozpustností pronikají pod hladinu podzemní vody až na nepropustné podloží, kde se hromadí. Rovněž poločasy rozpadu těchto rozpouštědel jsou obvykle delší než u ostatních TOL a mohou tedy přetrvávat v prostředí (horninové prostředí, podzemní voda) po dlouhou dobu (Mdlovu et al., 2018; Saiyari et al., 2018).

Vzorkování dřevin bylo úspěšně použito u tetrachlorethenu, trichlorethenu, cis 1,2-dichlorethenu a trans 1,2-dichlorethenu (Larsen et al., 2008; Sorek et al., 2008; Holm et al., 2011). Vinylchlorid je ve vzorcích dřeva detekován jen vzácně a pouze v nízkých koncentracích. Možnými příčinami je jeho vysoká těkavost a intenzivní procesy přeměny v rostlinách (Holm et al., 2011).

Dostupná literatura (Schumacher et al., 2004; Vroblesky, 2008; Holm et al., 2011; Burken, 2011; Algreen et Trapp, 2014) naznačuje, že vzorkování dřevin může být účinným nástrojem pro hodnocení podpovrchové kontaminace těkavých organických látek (TOL) a jako vodítko pro umístění monitorovacích vrtů v lokalitě (Schumacher et al., 2004; Vroblesky, 2008; Holm et al., 2011; Burken, 2011; Algreen et Trapp, 2014).

2. Cíl práce

Cílem diplomové práce bylo ověření inovativního způsobu monitoringu kontaminovaných lokalit za pomoci vzorkování dřevin v zájmové lokalitě SAP Mimoň, která je dlouhodobě ovlivněna kontaminací podzemních vod chlorovanými etheny.

- Cíl 1: Ověřit přechod kontaminantu do dřevin rostoucích v zájmové lokalitě. Verifikace výsledků pomocí odběru vzorků podzemní vody.
- Cíl 2: Ověřit možnost využití dvou rozdílných způsobů konzervace odebraného vzorku dřeva. Konzervace vzorku dřeva v methanolu a konzervace dřeva v destilované vodě. Verifikace výsledků pomocí odběrů vzorků podzemní vody.

3. Metodika

V rámci diplomové práce byla zvolena experimentální lokalita ovlivněná kontaminací horninového prostředí a podzemní vody chlorovanými etheny. V rámci experimentální lokality bylo provedeno vzorkování dřevin a podzemní vody. Vzorkovací práce byly provedeny v průběhu roku 2017 a 2018.

V první části diplomové práce byly v průběhu roku 2017 provedeny odběry u 15 indikativních dřevin v blízkosti monitorovacích vrtů. Vzorky dřeva byly odebírány přírůstovým nebozezem. Byla provedena konzervace vzorku dřeva v methanolu. U jednotlivých vzorkovaných objektů byly zaznamenány GPS souřadnice, které byly použity pro mapové výstupy „mapa výsledků odběrů vzorků dřeva“.

V průběhu roku 2017 byly provedeny odběry vzorků podzemní vody z 29 monitorovacích vrtů. U jednotlivých vzorkovaných objektů byly zaznamenány GPS souřadnice. Vzorky podzemní vody byly použity pro ověření přechodu kontaminantu do dřevin rostoucích na kontaminované lokalitě a pro mapové výstupy „mapa kontaminace podzemní vody“.

V druhé části diplomové práce byly v průběhu roku 2018 provedeny odběry u 10 indikativních dřevin v blízkosti monitorovacích vrtů. Vzorky dřeva byly odebírány přírůstovým nebozezem. Z každé dřeviny byly odebrány 2 vzorky dřeva. Byla provedena konzervace jednoho vzorku dřeva v metanolu a druhého vzorku dřeva v destilované vodě.

3.1. Vzorkování dřevin

Postup odběru vzorků dřeva vychází z následujících odborných prací – Vroblecky, 2008, Holm et al., 2011, Algreen et Trapp, 2014.

Odběr vzorku dřeva z kmene stromu byl proveden přírůstovým nebozezem ve výšce cca 1,2 m od terénu). Odebraný vzorek dřeva o délce cca 10 cm byl vložen do vzorkovnice. Pro odběr vzorků dřeva byly použity skleněné 20 ml vialky s teflonovým septem.

Konzervace destilovanou vodou. Vzorek dřeva byl vložen do 20 ml vialky a zalit destilovanou vodou po hrdlo bez bublin. Množství destilované vody bylo zaznamenáno pro laboratorní analýzu. Schématický postup odběru vzorku – konzervace destilovanou vodou - uvádí *obrázek 1*.

Konzervace metanolem. Vzorek dřeva byl vložen do 20 ml vialky s 10 ml methanolu. Vzorek dřeva musí být v methanolu zcela ponořen. Schématický postup odběru vzorku uvádí – konzervace methanolem - *obrázek 2*.

Odebrané vzorky byly řádně označeny (datum, číslo vzorku, lokalita) a vloženy do chladicího boxu (*obrázek 3*) a transportovány do laboratoře.



Obrázek 1 Metodický postup odběru vzorku dřeva – konzervace destilovaná voda



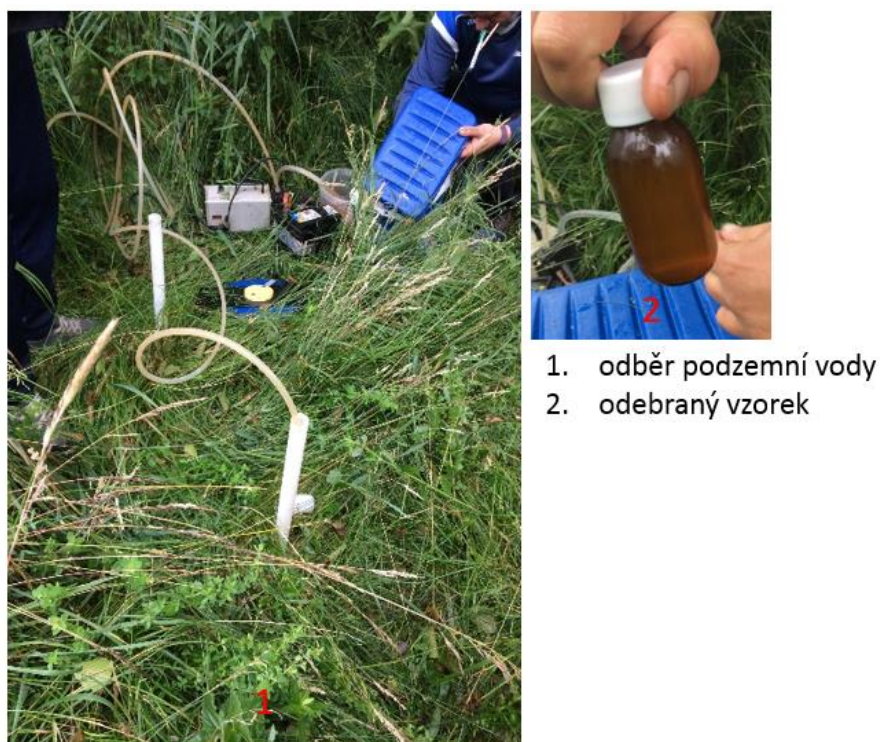
Obrázek 2 Metodický postup odběru vzorku dřeva – konzervace destilovaná voda



Obrázek 3 Odebrané vzorky v chladicím boxu

3.2. Vzorkování podzemní vody

Podzemní voda byla odebírána peristaltickým čerpadlem Solinst Peristaltic Pump v dynamickém stavu. Pro získání reprezentativního vzorku se odčerpalo cca 10 litrů vody, trvá to zhruba pět minut. Podzemní voda byla odebírána do 100 ml skleněných vzorkovnic s teflonovým septem, vzorkovnice byly plněny po hrdlo bez bublin. Vzorky byly v chlazeném boxu transportovány do laboratoře. Při odběru podzemní vody bylo změřeno pH, konduktivita, teplota, kyslík a oxidačně-redukční potenciál (ORP). Vzorkování podzemní vody prezentuje *obrázek 4*.



Obrázek 4 Vzorkování podzemní vody

3.3. Laboratorní analýza

Laboratorní analýza u odebraných vzorků (dřevo a podzemní voda) byla provedena v laboratoři Monitoring s.r.o dle SOP 21.

V části A se stanoví těkavé organické látky (TOL) a uhlovodíky C₆ až C₁₀ a C₆ až C₁₆ metodou GC/MS a sumy THM a BTEX výpočtem z naměřených hodnot v pitných, povrchových, podzemních, balených, odpadních a teplých

vodách a ve výluzích (dále vody a výluhy). Tato část byla zpracována na základě ISO 11423-1, ISO 11423-2 a ČSN ISO 15680.

V části B se stanoví těkavé organické látky (TOL) a uhlovodíky C₆ až C₁₀ a C₆ až C₁₆ metodou GC/MS a sumy THM a BTEX výpočtem z naměřených hodnot v zeminách, půdách, kalech, sedimentech, odpadech a kompostech (dále jen pevné vzorky). Tato část byla zpracována na základě dokumentů EPA-behavior and Determination of Volatile Organic Compounds in Soil a EPA SW-846, method 5035.

Principy a metody. Stanovení TOL se provádí metodou plynové chromatografie s hmotnostní detekcí. Vzorky vod i zemin se zpracovávají metodou headspace, která je založena na ustavení rovnovážného stavu mezi plynnou a kapalnou fází ve vyhřáté a vzduchotěsně uzavřené vialce. Část plynné fáze obsahující TOL je nadávkována do injektoru plynového chromatografu.

Plynový chromatograf s hmotnostní detekcí. Ke stanovení metodou headspace se užívá plynový chromatograf Varian 450-GC s hmotnostním detektorem Varian 220-MS. Plynový chromatograf je vybaven teplotně programovatelným injektorem (SPI), pro separaci analytů je volena kolona VF-624ms s parametry 60m x 0,32mm x 1,8μm. Plynový chromatograf je vybaven autosamplerem PAL-COMBI s možností dávkování kapalných vzorků i dávkování vzorků metodou headspace

3.3.1. Vzorek dřeva – konzervace methanolem

Konzervace methanolem. Do 10ml vialky se naváží 1-3 g pevného vzorku s přesností na 1 desetinné místo. Vzorek se nehomogenizuje. Ke vzorku se přidá 5 ml methanolu a vialka se uzavře víčkem se septem. Po uzavření se nesmí uzávěr na vialce protáčet. TOL jsou ze vzorku do methanolu extrahovány v ultrazvukové lázni za laboratorní teploty po dobu 10 minut. Vialka s extraktem se nechá 15 minut stát v klidu. Do dalších 20 ml vialky se předloží 9,9 ml reagenční vody a přidá se 100 μl alikvotního podílu methanolickeho extraktu a 25 μl pracovního roztoku interního standardu.

Pro dosažení vyšší citlivosti byl vyzkoušen následující postup: Vzorek dřeva vložený do 20 ml vialky s 10 ml methanolu se ponechá 24 hodin v chladu a temnu. Následně se odebere 0,5 ml methanolu a přidá se 10 ml reagenční vody a interní standart. Z publikace „Behavior and Determination of Volatile Organic Compounds in Soil“ vyplývá, že přesné měření TOL v pevných vzorcích je problematické a je ovlivněno mnoha faktory. Jeden z nejdůležitějších faktorů je způsob vzorkování, doba a způsob uchování vzorku před zpracováním v laboratoři (SOP 21 – část B – pevné vzorky).

3.3.2. Vzorek dřeva – konzervace destilovanou vodou

Konzervace destilovanou vodou. Vzorek dřeva vložený do 20 ml vialky a zalit destilovanou vodou se ponechá 72 hodin v chladu a temnu před vlastní analýzou. Z vialky se poté odebere destilovaná voda o objemu 10 ml a převede se do 20 ml vialky, přidá se 25 µl pracovního roztoku interního standardu a ihned se uzavře šroubovacím víčkem se septem. Vzorek dřeva je z vialky vyjmut a vysušen při teplotě 105 °C konstantní váhy. Získané výsledky jsou pak přepočteny na sušinu a objem destilované vody, kterým byl vzorek zalit v terénu (SOP 21 – část A – vody a výluhy) (Wittlingerova et al. 2013).

3.3.2. Podzemní voda

Ze vzorku podzemní se převede objem 10 ml vzorku podzemní vody nebo vzorku dřeva v destilované vodě ze vzorkovnice se převede do 20 ml skleněné vialky, přidá se 25 µl pracovního roztoku interního standardu a ihned se uzavře šroubovacím víčkem se septem. Vzorky vody je nutno zpracovat do 48 hodin po odběru (SOP 21 – část A – vody a výluhy).

3.4. Statistická analýza

Získaná data byla zpracována do grafů a tabulek v prostředí Excel a R Studio. Mapové výstupy byly zpracovány v programu ArcGIS.

Pro statistické vyhodnocení závislosti koncentrace CE byla použita regresní analýza v programu R Studio. Tato metoda zaznamenává u sledovaných subjektů více znaků zároveň s tím, že je důležité, jestli mezi nimi existuje vztah. Hlavním cílem je vysvětlit pozorovanou variabilitu ve sledovaných znacích a odhalení případné společné tendence ve výskytu jednotlivých hodnot těchto znaků (Pavlík et. Dušek, 2011).

Pro statistické porovnání výtěžnosti dvou metod odběru vzorků byl zvolen párový dvouvýběrový t-test. Cílem testu o rozdílu párových pozorování je ověřit, zda se střední hodnoty náhodných veličin X a Y liší o předem danou hodnotu d_0 , u veličin X a Y předpokládáme normální rozdělení (Pavlík et. Dušek, 2011).

V programu ArcGIS proběhla lokalizace vzorkovaných objektů na základě zaznamenaných GPS souřadnic. Jako podkladová mapa byla použita Ortofotomapa ČR (S-JTSK) z online geoportálu ČÚZK.

Pro zmapování kontaminačního mraku byla použita interpolační metoda - Inverse Distance Weighted (IDW) v programu ArcGIS. Metoda inverzních vzdáleností vychází z předpokladu, že hodnota v počítaném místě je více ovlivněna bližším „měřením“ než vzdálenějším. Tato metoda počítá s váženým průměrem ze vstupních dat v závislosti na vzdálenosti od počítaného místa (Ježek, 2015).

4. Literární rešerše

4.1 Chlorované etheny

Chlorované etheny (CE) se skládají z tetrachlorethen (PCE), trichlorethen (TCE), dichlorethen (DCE) a vinylchloridu (VC). Patří mezi těkavé organické látky (TOL) a jsou častými znečišťovateli životního prostředí, zejména podzemních vod a půd (Fogel et al., 1986; Saiyari et al., 2018). CE jsou nebezpečné látky díky své schopnosti kumulovat se v biologických složkách životního prostředí a dále svojí toxicitou a odolností (Fogel et al., 1986).

S jejich vysokou hustotou a nízkou rozpustností se řadí do skupiny DNAPL, které představují velké riziko v podzemních vodách (Mdlovu, 2018). Sloučeniny přetrvávají v prostředí a rychle se šíří podzemní vodou a tím znečišťují půdu a podzemní vodu (Lacina, 2016). Jejich nesprávné použití a odstranění vede k častým únikům do životního prostředí (Löffler et al., 2012; Tobieszewski et Namiesnik, 2012), v Evropě a USA jsou nejčastějšími kontaminanty v podzemní vodě (Tobieszewski et Namiesnik, 2012). V Německu TOL v podzemních vodách představují až 50 % kontaminantů (Holm et al., 2011).

CE se ve velkém se používají při chemickém čištění v prádelnách, při čištění kovů a chemické syntéze (Gerritse, 1997), také jako čisticí a odmašťovací rozpouštědla (Doherty, 2010; Tobieszewski et Namiesnik, 2012). Byly využívány pro svou nízkou cenu, snadnou dostupnost, vynikající kvalitu jako rozpouštědla, chemickou stabilitu a požární bezpečnost (Saiyari et al., 2018).

Jejich přítomnost vzbuzuje obavy z jejich toxicity a podezření na karcinogenitu (Fogel et al., 1986), proto různé země a mezinárodní organizace stanovily maximální hodnoty v pitné vodě (*tabulka 2*) pro tyto chemikálie za účelem ochrany životního prostředí a veřejného zdraví (Saiyari et al., 2018). *Tabulka 1* shrnuje základní fyzikální a chemické vlastnosti chlorovaných ethenů.

	Molek. vzorec	Molek. váha [g.mol ⁻¹]	Hneryho konst. při 25 °C [atm·m ³ .mol]	Rozpustnost ve vodě v 25 °C [mg.l ⁻¹]	Hustota v 20 °C [g.cm ⁻³]	Log K _{ow}	Log K _{oc}	MCL (a) [mg/l]	MDL (b) [μM]
PCE	C ₂ Cl ₄	165,80	26,30	150,00	1,62	2,88	2,37	0,005	0,020
TCE	C ₂ HCl ₃	131,40	11,70	1100,00	1,46	2,53	2,00	0,005	0,040
DCE	C ₂ H ₂ Cl ₂	96,90	23,00	3400,00	1,21	2,13	2,18	0,007	-
trans-1,2-DCE	C ₂ H ₂ Cl ₂	96,94	6,80	6260,00	1,26	1,93	1,56	0,100	0,020
cis-1,2-DCE	C ₂ H ₂ Cl ₂	96,90	7,40	3500,00	1,28	1,86	1,56	0,070	0,060
VC	C ₂ H ₃ Cl	62,50	79,20	2700,00	0,91	1,38	1,75	0,002	0,160

Tabulka 1 Chemické a fyzikální vlastnosti CE (Scherer et al., 2007, Saiyari et al., 2018)

- (a) MCL= Maximální úroveň kontaminantu, jsou to nejvyšší hodnoty kontaminace ve veřejné pitné vodě
- (b) MDL= Limit detekce metody, nejnižší koncentrace zkoušené látky, která může být změřena s 99% jistotou

[mg/l]	WHO	EU	ČR	USA	Kanada	Taiwan
Tetrachlorethen (PCE)	0,040	0,010	0,010	0,005	0,030	-
1,1,2-trichlorethen (TCE)	0,020	0,010	0,010	0,005	0,005	0,005
1,1-dichlorethen (DCE)	-	-	-	0,007	0,014	0,007
trans-1,2-dichlorethen (trans-1,2-DCE)	-	-	-	0,100	-	-
cis-1,2-dichlorethen (cis-1,2-DCE)	0,050	-	0,003	0,070	-	-
Vinylchlorid (VC)	0,003	0,001	0,0005	0,002	0,002	0,002

Tabulka 2 Maximální hodnoty CE v pitné vodě v mg/l dle nařízení WHO, EU, USA, Kanady a Taiwanu

(Saiyari et al., 2018, Vyhláška Ministerstva zdravotnictví ČR č.376/2000 Sb.)

4.1.1 Tetrachlorethen

Tetrachlorethen, také nazýván jako perchlorethylen (PCE), je bezbarvá kapalina s éterickým zápachem, ve vodě je prakticky nerozpustná. Je široce používán jako rozpouštědlo v průmyslu chemického čištění a odmašťování (rozpouštědla pro tuky, vosky, kofeinu) (Lee, 2008).

Akutní inhalační expozice u lidí vede k podráždění horních cest dýchacích a očí nebo ke změně chování. Tetrachlorethen lze zařadit mezi lidské karcinogeny, může být spojen se zvýšeným rizikem vzniku rakoviny kůže, tlustého střeva, plic nebo jícnu (Lee, 2008).

Tetrachlorethen je nebezpečný pro životní prostředí, toxický pro vodní organismy a může vyvolat dlouhodobé nepříznivé účinky ve vodním prostředí (Lee, 2008).

4.1.2 Trichlorethen

Trichlorethen (TCE) je bezbarvá kapalina se sladkou vůní, která se používá jako odmašťovač a průmyslové rozpouštědlo (Irwin, 1997; Doherty, 2010). TCE je uveden jako karcinogenní látka znečišťující podzemní vody (Irwin, 1997).

Velký problém s trichlorethenem v podzemních vodách je, že se může rozložit na jiné nebezpečné látky. Při tepelném rozkladu se uvolňují: oxidy uhlíku (CO, CO₂), chlor (Cl₂), chlorovodík (HCl), fosgen (COCl₂). Vznik nebezpečných produktů rozkladu závisí na teplotě, přívodu vzduchu a přítomnosti jiných látek. Proto se může zdát, že znečištění podzemní vody TCE je nízké, ale je třeba zkontrolovat nebezpečné nebo toxické produkty rozpadu. Obtížně se odstraňuje, velká část se odpaří do ovzduší. Nebylo prokázáno, že by se TCE významným způsobem koncentroval v rostlinách nebo živočiších (Irwin, 1997).

4.1.3 Dichlorethen

Dichlorethen je bezbarvá kapalina nasládlé vůně, používá se hlavně jako meziprodukt při syntéze chlorovaných rozpouštědel a sloučenin, používá se jako rozpouštědlo pro tuky a oleje. Rovněž se používá jako extrakční rozpouštědlo pro organické materiály (Fawell, 2003).

Dichlorethen je zdraví škodlivá látka, může poškodit dýchací cesty. Při nižších hladinách byly hlášeny nevolnosti, ospalost, únava a závratě (Fawell, 2003).

4.1.4 Chlorethen

Chlorethen, také nazývaný jako vinylchlorid (VC), je bezbarvý, toxický a hořlavý plyn. Je průmyslovou chemikálií vyráběnou ve velkém množství. Používá se především při výrobě polyvinylchloridu (PVC), což je široce používaný plast. Vinylchlorid je klasifikován jako známý karcinogen člověka, může způsobit poškození jater (Carey, 2000). Akutní inhalační expozice může způsobit závratě, únavu, bolesti hlavy, nespavost, nevolnosti nebo bolest žaludku (Kielhorn et al., 2000).

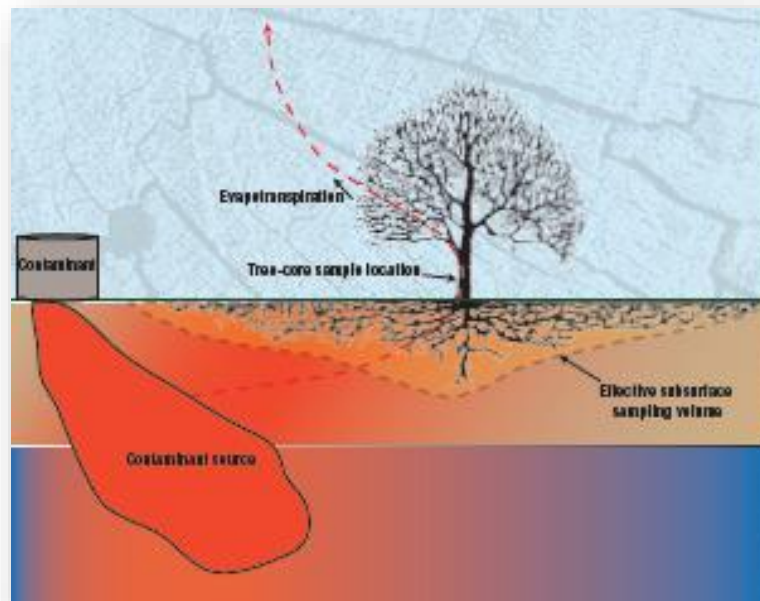
Potenciální zdroje vinylchloridu v pitné vodě: PVC potrubí, folie, nádoby apod (Kožíšek, 2001).

4.2 Phytoscreening

Monitoring kontaminovaných lokalit je nákladný a technicky komplikovaný proces, proto se hledají méně náročné způsoby, které budou šetrnější k životnímu prostředí (Vroblesky, 2008; Fonkwe et Trapp, 2016). Stále více je věnována pozornost analýze odběru vzorku dřeva, kde nedávné výzkumy ukázaly, že pokud je horninové prostředí kontaminováno znečišťujícími látkami, obsahy těchto látek v tkáních dřevin mohou indikovat přítomnost kontaminace (Schumacher et al., 2004; Fonkwe et Trapp, 2016).

Vzorkování dřevin je levný a rychlý způsob, jak zjistit podpovrchovou kontaminaci analýzou odebraných vzorků dřeva (Vroblesky, 2008; Algreen et Trapp, 2014; Sheehan et al., 2012; Ottosen, 2018; Fonkwe et Trapp, 2016). Kořeny stromů dobře absorbují vodu a chemikálie z půdy, ty se pak dostávají do celého stromu (Vroblesky, 2008; Ottosen, 2018; Fonkwe et Trapp, 2016). Vzorkování dřevin může doplnit konvenční způsoby monitoringu ve špatně dostupných oblastech (Vroblesky, 2008). Vzorkování dřevin je vhodné pro městské aglomerace nebo v hustých lesích a bažinách, kde je obtížné a nákladné aplikovat obvyklé metody odběru vody (Sorek et al.; 2008; Algreen et Trapp; 2014).

Použití dřevin jako biologických indikátorů pro detekci znečišťujících látek se nazývá phytoscreening (Algreen et Trapp, 2014). Phytoscreening využívá přirozené schopnosti absorbovat vodu, živiny a potenciální znečišťující látky z půdy a podzemní vody prostřednictvím svých kořenů. (Algreen et Trapp, 2014). Za pomoci přírůstového nebozezu je možné odebrat velké množství vzorků za den s minimálním dopadem na hodnocenou lokalitu. Prostřednictvím transpiračního proudu jsou kontaminanty vneseny do nadzemních částí stromu, kde následně probíhá odběr vzorků z kmene stromu (*obrázek 5*) (Nielsen et al., 2011). Jednoduchost sbírat velké množství vzorků za den s minimálním narušením nebo poškozením majetku ukazuje, že phytoscreening je velmi užitečná metoda pro získávání informací o podzemních vodách kontaminovaných chlorovanými etheny (Limmer, 2011; Algreen et Trapp, 2014).

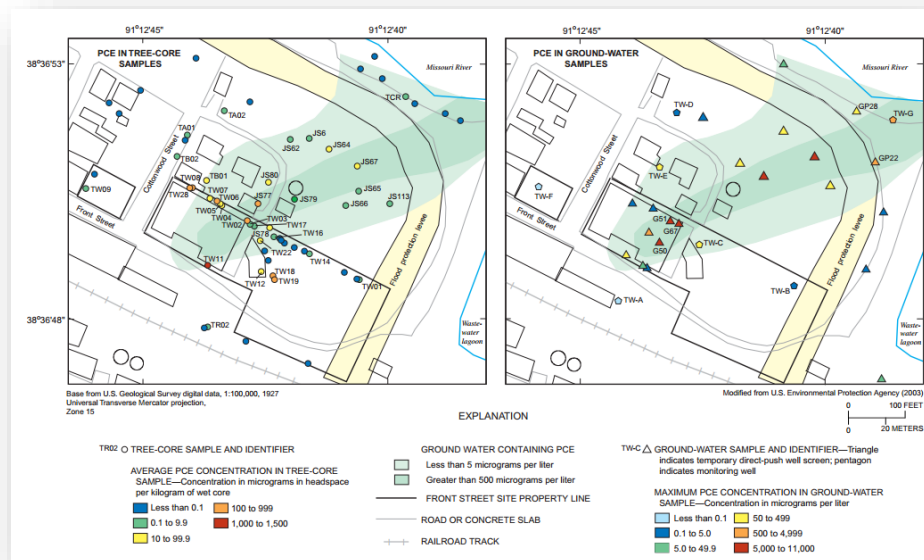


Obrázek 5 Ohnisko kontaminace a následný pohyb pod povrchem (Schumacher et al., 2014)

Schumacher et al. (2004) ve své studii poukázal na vhodné použití odběru vzorků dřeva k určení a navrhování podpovrchové charakterizace půd a monitorovací sítě podzemních vod. Odběr vzorků dřeva byl použit ke zmapování rozsahu a velikosti kontaminace podpovrchové TOL a pro identifikaci několika dalších oblastí pro budoucí výzkum na provozovatelných jednotkách v lokalitě Riverfree Superfund Site, Franklin County, Missouri. Vzorkování stromů bylo použito jako primární nástroj při posouzení místa. Data ze vzorkování jádra stromu byla porovnána s tradičnějšími údaji o charakterizaci lokality, jako jsou data z monitorovacích vrtů, aby se prokázalo, že hodnocení pomocí stromových jader bylo spolehlivým ukazatelem přítomnosti nebo nepřítomnosti podpovrchové kontaminace TOL. Vzorky podzemní vody odebrané ze sítě 7 monitorovacích studen a 21 dočasných míst během roku 1999-2003 ukazují, že oblak podzemní vody kontaminované tetrachlorethenem sahá od jižní Front Street k severní Missouri River. Z Obr. 6 je patrné, že plošný rozsah oblaku PCE definovaný analýzou vzorků podzemní vody má podobnou velikost a tvar jako odhadovaný oblak pomocí odběru vzorků dřeva (Schumacher et al., 2004).

Vzorkování dřevin je upřednostňováno před menšími rostlinami, protože jejich velký kořenový systém absorbuje chemikálie z větší oblasti a větší hloubky půdy. Pomocí stromů byla zjištěna znečištění v hloubce až 19 m. Kořenový systém stromu může být větší než jeho koruna (Algreen et Trapp, 2014).

Holm (2011) ve své studii odebíral vzorky bylin a travin přímo v ohnisku kontaminace v dané lokalitě. Výsledky laboratorních analýz pro byliny a traviny byly negativní. V zájmové lokalitě bylo zároveň provedeno vzorkování dřevin. Při analýze vzorků dřeva byly detekovány chlorované etheny a tyto vzorky byly pozitivní (Holm et al., 2011). Podobnému závěru došel ve své studii Trapp (2007), který poukazuje na nevhodnost použití bylin a trav pro indikaci kontaminace TOL. V listech byly nalezeny nízké nebo žádné koncentrace (Trapp, 2007).



Obrázek 6 Srovnání koncentrace CE ve vzorku dřeva a podzemní vodě (Schumacher et al., 2004)

Další navrhovaná metoda hodnocení chlorovaných ethenů je odběr vzorku dřeva z větví stromů. Vzorkování větví je potenciálně snadnější metoda s menším rizikem poškození stromu. Tato práce ukazuje, že vzorkování větví stromů je užitečným přístupem k posouzení šíření kontaminantů a případně k určení, kde je třeba lokalizovat monitorovací vrty nebo provést podrobnou analýzu půdy. Před použitím této metody jako nástroje kvantitativního monitorování pro půdu a podzemní vodu je nutný další výzkum (Gopalakrishnan, 2007).

Z výzkumu Trapp (2007) vychází, že listy stromů nevykazují dobré výsledky pro TOL ani pro těžké kovy, které se hromadí v listech. Nevýhodou listů je, že kontaminace vzduchem může být mnohem vyšší než u vzorků dřeva (Trapp, 2007).

Byly také vyvinuty metody pro analýzu koncentrací kontaminantů v růstových prstencích pro zkoumání místní historie kontaminace pod povrchem. V mnoha případech jsou kontaminanty zadržovány v ročním růstovém kruhu vytvořeném během roku. Stromy tak mohou zachovat záznam kontaminace v průběhu času v prstencích stromů (MacKay et Gschwend, 2000; Burken, 2011). U této metody se mohou vyskytnout komplikace, pokud je velmi chladné léto, prsteneček nemusí být rozpoznatelný a kdyby se během léta objevilo výrazné ochlazení, mohly by být za jeden rok zaznamenány dva prstence (Burken, 2011).

Výhody odběru vzorku dřeva:

- Rychlá metoda, 60-80 stromů lze vzorkovat za jeden den dvěma osobami (Algreen et Trapp, 2014; Vroblecky, 2008; Ottosen, 2018),
- Levná metoda (Algreen et Trapp, 2014; Larsen et al., 2008; Vroblecky, 2008; Limmer et al., 2011; Ottosen, 2018),
- V terénu je potřeba pouze přírůstový nebozez a skladovací materiál (Algreen et Trapp, 2014),
- Vhodné v místech, kde jsou běžné metody kvůli lokalitě omezené (Algreen et Trapp, 2014; Vroblecky, 2008; Schumacher et al., 2004) - města, nebezpečí potrubí nebo kabelů, husté lesy (Algreen et Trapp, 2014)
- Minimální dopad na životní prostředí (Algreen et Trapp, 2014),

- Odebraný vzorek dřeva určí velký objem podpovrchové vody (Algreen et Trapp, 2014; Fonkwe et Trapp, 2016),
- Lze vzít velký počet vzorků s vysokou hustotou, umožní tak rychlý přehled znečišťujících látek (Algreen et Trapp, 2014; Sheehan et al., 2012).

Nevýhody odběru vzorku dřeva:

- Musí být možnost přístupu k místu (Algreen et Trapp, 2014; Vroblesky, 2008),
- Cílový strom musí být přístupný bez rizika pro odběratele (Algreen et Trapp, 2014),
- Vrtačka či přírůstový nebozez se mohou zaseknout v cílovém stromu a bude obtížné je vytáhnout (Algreen et Trapp, 2014),
- Klimatické rozdíly v zájmovém území, jako jsou změny světla, teploty a vlhkosti, které mohou ovlivnit účinky kontaminace (Algreen et Trapp, 2014),
- Omezení tím, že na místě musí být stromy (Algreen et Trapp, 2014, Burken, 2011),
- Výsledky se mohou lišit podle druhu stromu a velikosti stromu (Algreen et Trapp, 2014; Schumacher et al., 2004; Burken, 2011),
- Výsledky jsou ovlivněny vlastnostmi půdy a hladinou podzemní vody (Algreen et Trapp, 2014; Schumacher et al., 2004; Burken, 2011),
- Metoda je použitelná pro mělké znečišťující látky do 19 m (Algreen et Trapp, 2014).

4.2.1 Faktory ovlivňující aplikaci metody

Na výsledné obsahy kontaminantu v odebraném vzorku dřeva má vliv řada známých i neznámých faktorů, které je potřeba při vzorkování lokalit zohlednit (Burken, 2011).

Koncentrace TOL ve stromech je závislá na kontaminaci v podzemní vodě, hloubce podzemní vody, zředění deštěm, výšce sběru, velikosti stromu, druhu a

směrovém umístění kolem kmene stromu (Schumacher et al., 2004). Omezením může být i to, že strom získává dostatečné zásoby vody ze zdroje mělkého, než je kontaminace nebo je kontaminace pro strom jinak nepřístupná. Proto je vhodné používat v kontaminované lokalitě co nejvíce vzorků dřeva (Burken, 2011) a je třeba dbát na to, aby se zajistilo, že budou minimalizovány chyby při odběrech jako je technika nebo umístění a počet vzorků (Okalebo, 2002).

Dalším omezením je variabilita mezi různými postupy odběru vzorku, jako je třeba vialka různých velikostí. Pokud jsou dva odběry vzorků dřeva stejné velikosti umístěny do lahvíček jiných velikostí, budou měřené koncentrace TOL odlišné. To platí i pro velikost vzorku dřeva, která by měla zůstat přibližně stejná během všech odběrů vzorků v terénu, jinak výsledky nebudou srovnatelné (Schumacher et al., 2004).

Nejlepší doba odběru vzorků je vegetační období – květen až říjen. Vzorky se proto většinou odebírají při pozdním jaru nebo brzy na podzim, protože se koncentrace CE v tomto období ukázaly vyšší. Od začátku listopadu koncentrace klesají (Balouet et Chalot, 2015; Trapp, 2007). Vzorky odebrané během chladnějšího a deštivějšího počasí prokázaly nižší koncentrace, než odebrané vzorky během teplého a suchého období (Holm et Rotard, 2011). Jehličnany vykazovaly nejvyšší koncentrace brzy na jaře – březen až duben (Trapp, 2007). Proto by se mělo zamezit odběru vzorků po dešti z důvodu ředění koncentrací TOL (Vroblesky, 2010; Burken, 2011; Holm et Rotard, 2011; Algreen et Trapp, 2014). Odběr vzorků by měl být proveden v krátkém časovém horizontu, aby se zajistily stejné podmínky odběrů (Algreen et Trapp, 2014).

Bylo prokázáno, že stromy rostoucí nad známou kontaminací mělké podzemní vody (méně než 1,5 m hluboké) mohou absorbovat TOL. Nové výsledky ale ukazují, že tam, kde jsou kontaminované podzemní vody hlubší (až 7,5 m), stromy mohou mít větší koncentrace TOL (Schumacher et al., 2004).

U většiny stromů byl pozorován pokles koncentrace TOL ve vzorcích dřeva s rostoucí výškou kmene nad povrchem země. Pro určení kontaminace chlorovaných ethenů vykazovaly nejlepší výsledky vzorky dřeva odebrané ve výšce 0,5 – 1 m nad zemí (Schumacher et al., 2004; Trapp, 2007). Vroblesky (1999) ve své studii odebíral vzorky dřeva v různých výškách kmene stromu. Ukázalo se,

že koncentrace TOL se snižovaly se zvyšující se výškou kmene, i když koncentrace DCE se neměnily (Vroblecky, 1999).

Uvádí se, že ke ztrátě TOL došlo také u stromů s malým průměrem (1,5 cm) rychlostí více než desetkrát rychleji než u stromů s průměrem 17 cm (Schumacher et al., 2004).

Další faktor omezující metodu odběru vzorku dřeva je druh stromu. Ve výzkumu D.A. Vroblecky (1999) sbírali vzorky z 97 stromů přírůstkovým vrtákem v zaplavované nížině řeky Savannah v Jižní Karolíně. Během ledna až října roku 1997 sbírali vzorky z různých druhů stromů jako je tisovec (*Taxodium distichum*), borovice (*Pinus taeda*), tupela (*Nyssa aquatica*), platan (*Platanus occidentalis*), dub (*Quercus spp.*) nebo ambroň (*Liquidambar styraciflua*). Část oblasti obsahovala podzemní vodu kontaminovanou trichlorethenem a dichlorethenem. Na každém stromě ve výšce 1,5 m nad zemí byly odebrány vždy dva vzorky dřeva. Všechny druhy vyšetřovaných stromů z oblastní vod kontaminace prokázala známky TOL v kmenech. Oblast, ve které byl nalezen DCE a TCE, se shodovala s oblastmi, kde byl DCE a TCE nalezen v podzemní vodě (Vroblecky, 1999).

Tisovec a tupela s vysokou koncentrací TOL neprokázaly žádné významné rozdíly v koncentracích mezi druhy. Vysoké koncentrace TOL byly také nalezeny v blízkých borovicích (*Pinus taeda*). Ukázalo se však, že duby (*Quercus spp.*) a ambroň (*Liquidambar styraciflua*) obsahují méně TOL než tisovec (*Taxodium distichum*) nebo borovice (*Pinus taeda*) (Vroblecky, 1999). Z dalšího výzkumu, který probíhal kolem řeky Missouri v USA, vyplývá, že pokud bylo na jednom místě přítomno více druhů, byly upřednostněny druhy, o nichž je známo, že rychle rostou a mají hluboké kořenové systémy, jako je morušovník (*Morus spp.*), topol (*Populus spp.*) a bavlník (*Gossypium spp.*) (Schumacher et al., 2004).

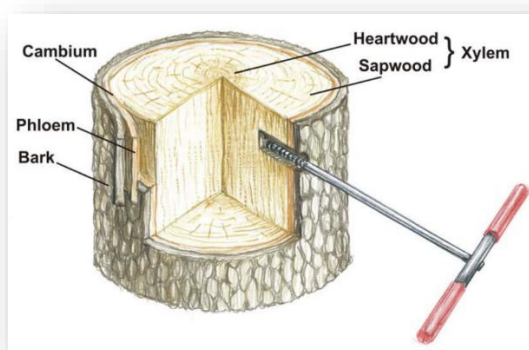
Nejhlubší zakořenění v Evropě mají jehličnany, proto se nejlépe hodí jako indikátorové rostliny. Ukázalo se, že jehličnany vykazovaly nejvyšší koncentrace chlorovaných ethenů ve dřevě ve srovnání s listnatými stromy jako je topol (*Populus spp.*) nebo bříza (*Betula spp.*). (Trapp, 2007).

4.2.2 Nástroje pro odběr vzorku dřeva

Při phytoscreeningu se používají různé nástroje: přírůstový nebozez, spirálový vrták nebo vrtačka pro stromy s tlustou kůrou (Balouet et Chalot, 2015).

Vzorek dřeva lze získat také kladivem, sekáčem nebo nožem. Kvůli škodám způsobeným stromům při odebírání vzorků těmito nástroji se nedoporučuje (Holm et al., 2011).

V kmeni stromu směrem od obvodu ke středu rozlišujeme kůru (bark), lýko (phloem), kambium, běl a jádrové dřevo. Na *obr. 7* je zobrazen příčný řez kmene se znázorněním odběru vzorku dřeva přírůstovým nebozezem (Gendelová, 2002).



Obrázek 7 Jádro stromu a přírůstový vrták (Holm et al., 2011)

4.2.3 Vliv odběru vzorku na stromy

V první řadě by měly být použity metody a nástroje, kde škoda na stromě zůstává co nejmenší (Holm et al., 2011).

Aby se minimalizoval dopad vrtání a odběr vzorků na stromy, je vhodné dodržovat určitá opatření. Čištěním vrtáku před každým odběrem se vyhne přenosu patogenů mezi stromy (Algreen et Trapp, 2014). Veškeré použité zařízení musí být důkladně vyčištěno mechanicky a destilovanou vodou nebo alkoholem, aby se zabránilo zavlečení patogenů a kontaminace škodlivinami (Holm et al., 2011). Měl by se používat ostrý vrták, který se vyvaruje roztržení dřevěné tkáně. Držením vrtáku mírně nahoru může zabránit vnikání vody a nečistot (Algreen et Trapp, 2014).

Nadměrné vrtání s různými technikami nevedlo k infekci nebo jinak neovlivnilo vitalitu stromu, pokud byl dodržen správný postup (Holm et al., 2011).

Ukazuje se, že ucpaním (zablokování umělou kůrou) vyvrtané díry se zvyšuje riziko infekce stromu, proto se tato metoda nedoporučuje (Algreen et Trapp, 2014). Výhodou ponechání otevřených otvorů je, že se nemohou vyvíjet vlhké podmínky, ve kterých by se patogeny mohly šířit. Stromová míza následně čistí ránu (Holm et al., 2011).

4.2.4 Spektrum kontaminantů

Znečišťující látky, které lze nejlépe najít z phytoscreeningu, jsou látky perzistentní, které zůstávají v prostředí dlouho beze změny, a ve vodě jsou rozpustné. Kontaminanty, u nichž se ukázal phytoscreening úspěšný, byly převážně ze skupiny těkavých organických látek (TOL). Vyskytly se sloučeniny jako tetrachlorethen, trichlorethen, dichlorethen. Vinylchlorid byl ve vzorcích detekován jen v menších koncentracích (Holm et al., 2011).

Většina studií při phytoscreeningu se zabývá chlorovanými etheny, proto nové studie zkouší tuto metodu aplikovat také na arsen a těžké kovy (Nielsen et al., 2011). Arsen (As), kadmium (Cd), olovo (Pb), chrom (Cr), měď (Cu), nikl (Ni) a zinek (Zn) jsou častými znečišťujícími látkami v půdě, zejména z lidské činnosti, ale také z přírodních zdrojů (Nielsen et al., 2011, Saunders et Buob, 2017). Mnoho z těchto kovů je přítomno v půdě přirozeně, obvykle v malém množství (Saunders et Buob, 2017), při zvýšené míře jsou pro člověka i živočichy všechny toxické a ve většině zemí regulovány právními normami (Nielsen et al., 2011). Těžké kovy se rozkládají velmi pomalu, bez sanace mohou v prostředí existovat dlouhou dobu (Saunders et Buob, 2017).

Výzkumy ukazují, že to, co dobře funguje na těkavé organické látky, se nedaří u těžkých kovů. V Norsku při zkouškách na opuštěné skládce naměřili na většině místech vyšší obsah těžkých kovů. To však může být způsobeno tím, že pro růst rostlin je nezbytných několik těžkých kovů. Pouhý výskyt ve dřevě tedy nemusí značit zvýšené hodnoty a znečištění podpovrchové vrstvy (Algreen et al., 2014).

Metoda porovnává stromy stejného druhu stromu na kontaminovaném místě a mimo něj (Nielsen et al, 2011). Vrby (*Salix spp.*) a topoly (*Populus spp.*) měly obvykle nejvyšší obsah těžkých kovů ve dřevě ve srovnání s jinými druhy stromů. Pozorované rozdíly mezi kontaminovaným místem a neznečištěným místem ale nebyly statisticky významné, proto není vhodné použít phytoscreening pro těžké kovy. Celkově se ukazuje, že vzorek dřeva je dobrý způsob, jak najít kontaminaci pod povrchem, ale výsledky studie neumožnily konečné posouzení proveditelnosti této metody pro těžké kovy (Algreen et al., 2014).

4.3 Vlastnosti dřeva

Stromy jsou dřeviny vyššího až vysokého vzrůstu s nerozvětvenou hlavní osou a rozvětvenými postranními osami, které tvoří korunu. Strom má tři hlavní části: korunu (soubor větví s listy), kmen a kořeny. Procentuální zastoupení jednotlivých částí pro různé druhy je uvedeno v *tabulce 3* (Gendelová, 2002).

Dřevina	Kmen	Kořeny	Větve
	[%]	[%]	[%]
Smrk (<i>Picea spp.</i>), jedle (<i>Abies spp.</i>)	80-90	5-8	5-10
Modřín (<i>Larix spp.</i>)	77-82	12-15	6-8
Borovice (<i>Pinus spp.</i>)	65-77	15-25	10-20
Dub (<i>Quercus spp.</i>)	65-75	15-20	10-20
Jasan (<i>Fraxinus spp.</i>)	55-70	15-25	15-20
Javor (<i>Acer spp.</i>)	65-75	15-20	10-15
Buk (<i>Fagus spp.</i>)	55-75	20-25	10-20
Bříza (<i>Betula spp.</i>)	78-90	5-12	5-10

Tabulka 3 Procentuální zastoupení hlavních částí stromu (Gendelová, 2002)

4.3.1 Využití dřevní hmoty

Rostliny se vyvinuly tak, aby byly velmi schopné hromadného přenosu s okolím a přežily jako dominantní biomasa země. Také akumulují a ukládají určité kontaminující látky z jejich okolí. Cévnaté rostliny vytvářejí rozsáhlý podpovrchový kořenový systém a rozsáhlou vzdušnou síť listů (Balouet et Chalot, 2015).

Přítomnost kontaminantů uvnitř stromu může být použita k získání informací o širokém spektru kontaminantů v biosféře půdy, vody a ovzduší. Tyto vzorky poskytují rychlé, levné a ekologicky šetrné nástroje (Balouet et Chalot, 2015). Těkavé organické sloučeniny se přirozeně nevyskytují v životním prostředí, tudíž přítomnost sloučenin ve stromových jádrech naznačuje znečištění (Algreen et Trapp, 2014).

U kruhovitých stromů jsou nečistoty současné kontaminace rhizosféry v nejvzdálenějších kruzích, kde je nejaktivnější míza (Balouet et Chalot, 2015).

4.3.2 Cévy a tracheidy

Cévy neboli tracheje představují vodivé elementy dřeva listnatých stromů, ve dřevě jehličnanů se nevyskytují. Cévy jsou neživé kapiláry, jejichž funkcí v živém stromě je vedení vody s rozpuštěnými nerostnými látkami od kořenů až ke koruně (Gendelová, 2002).

Makroskopicky jsou viditelné pouze velké cévy, jejichž průměr je větší než 0,1mm, které na příčném řezu vypadají jako otvory, na podélném řezu jako rýhy (Gendelová, 2002). Malé cévy nejsou zřetelné. Největší cévy jsou v jarním dřevě některých listnatých dřevin (Požgaj, 1997). Na základě příčných rozměrů se rozdělují cévy do dvou skupin (Gendelová, 2002):

- Cévy velké tzv. makropóry (větší než 0,1mm): bývají soustředěny v jarním dřevě, ve kterém vytvářejí na příčném řezu zřetelné vrstvy, což je charakteristické pro skupinu listnatých stromů s kruhovitě pórovitou stavbou dřeva (jasan, dub, jilm, akát atd.), občas bývají velké cévy rovnoměrně rozloženy po celém letokruhu (ořešák).

- Cévy malé tzv. mikropóry (menší než 0,1mm): nejsou zřetelné jako velké cévy, u některých dřevin však vytvářejí různá seskupení, která lze pouhým okem pozorovat, což je charakteristické pro letní dřevo listnatých stromů s kruhovitě pórovitou stavbou dřeva. Malé úzké cévy se vyskytují zejména ve dřevě listnatých stromů s roztroušenou pórovitou stavbou dřeva (Gendelová, 2002).

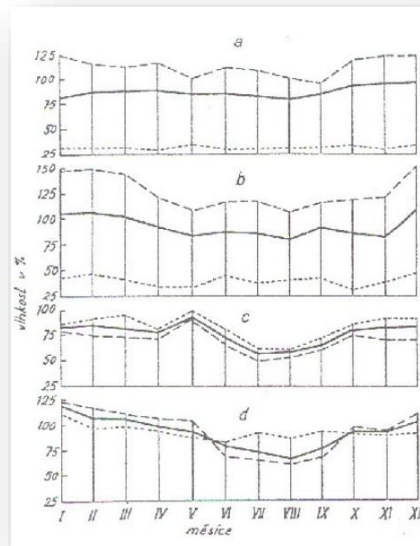
Tracheidy neboli cévice jsou převládajícím anatomickým elementem jehličnatých stromů, jejich funkce je vodivá a mechanická. Jsou to uzavřené protáhlé buňky s udávanou délkou v rozmezí 2-6 mm a šířkou kolem 0,04 mm.

4.3.3 Vlhkost dřeva

Vlhkost dřeva ukazuje množství vody ve dřevě vyjádřené v procentech. Dřevo je schopné přijímat nebo odevzdávat vodu, ať už ve skupenství kapalném nebo plynném. Dřevo umí přijímat i jiné kapaliny a plyny, voda je z praktického hlediska nejdůležitější. Rostoucí strom obsahuje velké množství vody, která je pro jeho existenci nezbytná (Gendelová, 2002).

Rozložení vlhkosti v kmenech je nerovnoměrné a mění se s výškou a průměrem kmene. Největší rozdíl mezi vlhkostí jádra a bělí se objevuje u jehličnanů, kde jádro má 3-4 krát menší vlhkost než běl. Borovice (*Pinus spp.*) a smrk (*Picea spp.*) mají průměrnou roční vlhkost jádra 33-38 %, zatímco vlhkost běle je 112-132 %. U listnatých stromů je vlhkost dřeva rozložena mnohem rovnoměrněji, není podstatný rozdíl ve vlhkostech jádra a běle. S výškou stromu se vlhkost zvyšuje, ale neplatí to u jádra jehličnatých stromů, kde se vlhkost s výškou skoro nemění. Obě závislosti lze vysvětlit vyšším nebo úplným podílem bělového dřeva (Gendelová, 2002).

Vlhkost se mění i během roku, maximální vlhkost dřeva je dosahována v zimním období, minimální je během léta viz *obrázek 8*. Změny vlhkosti se projevují také během dne, např. u běle smrku a dubu (*Quercus* spp.) byla zjištěná průměrná vlhkost ráno 186 % a 68 %, v poledne 132 % a 72 % a večer 105 % a 66 % (Gendelová, 2002).



Obrázek 8 Průměr vlhkosti v kmeni rostoucích stromů v průběhu roku (a-borovice, b-smrk, c-bříza, d-osika) (Gendelová, 2002)

4.3.4 Rozdělení vody ve dřevě

Rozdělení vody ve dřevě podle uložení rozdělujeme (Požgaj, 1997):

- Voda volná, nazývaná také jako kapilární, vyplňuje ve dřevě jádra buněk a mezibuněčné prostory. Je přítomna pouze tehdy, pokud jsou buňkové stěny zaplněny vázanou vodou (Požgaj, 1997). Při charakteristice fyzikálních a mechanických vlastností má podstatně menší roli než voda vázaná (Gendelová, 2002).
- Voda vázaná, nazývaná také jako hygroskopická, se nachází v buněčných stěnách a je vázaná vodíkovými můstky (Požgaj, 1997). Vyskytuje se při vlhkostech 0–30 %. Při charakteristice fyzikálních a mechanických vlastností má největší význam (Gendelová, 2002).

Množství vody, kterou strom získá z půdy ke svému růstu, je ovlivněna jednak jeho kořenovým systémem, tak plošným rozsahem jeho kořenění. Strom může zasahovat jak do fyziologicky mělkých půd, tak i do větších hloubek, kde se může vyskytovat podzemní voda (Samuels, 1999).

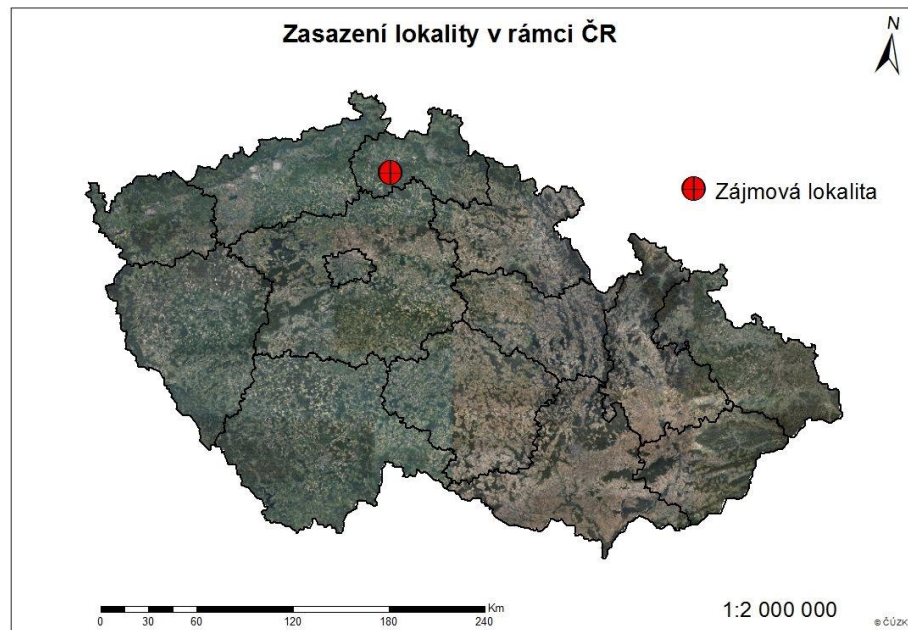
Ač se může zdát, že kořeny stromů jsou hluboce pod zemí, u většiny stromů rostou kořeny horizontálně, ne vertikálně, a jsou soustředěny v horní části půdy. Stromy se stále musí přizpůsobovat odlišným prostředím, proto se i kořeny a větve nevyvíjejí ve stejné formě a velikosti. Dokonce ani stromy považované za hluboce zakořeněné nevyvíjejí kořenovou soustavu stejně hlubokou jako je výška kmene (Samuels, 1999).

5. Experimentální lokalita

Experimentální lokalita se nachází v severní části České republiky v katastrálním území Boreček (*obrázek 9*). Stará ekologická zátěž zde vznikla díky činnosti Veterinárního asanačního ústavu, s.p. Mimoň, předchůdce dnešního SAP, s.r.o., kde hladina podzemní vody dosahuje 2–3 m (Larsen et al., 2008). Zdroj kontaminace – areál kafilerie - používal PCE pro extrakci tuku ze zpracovávaného materiálu po dobu 25 let (v období let 1963 – 1988). Celková spotřeba PCE činila za toto období cca 4 250 tun. V provozu docházelo k častým unikům tohoto používaného rozpouštědla a výsledkem této činnosti byla rozsáhlá kontaminace podloží v oblasti zdroje kontaminace. Celkové množství uniklého PCE bylo odhadnuto na 150 – 250 tun a kontaminace pronikla do hloubky 40 m pod povrchem (Larsen et al., 2008; Wittlingerová et al. 2013).

První projev vlivu na životní prostředí byl objeven v roce 1986 v jímacích vrtech vodárny Boreček, kde byly nalezeny vysoké úrovně koncentrace PCE. Vodárna je situovaná na protějším břehu řeky Ploučnice a to ve vzdálenosti 400 m od zdroje kontaminace (Larsen et al., 2008; Wittlingerová et al. 2013). Do roku 1993 nebyl zdroj v areálu podniku identifikován a předpokládalo se, že kontaminace pochází z letiště Hradčany. Doplnující průzkum kontaminace zemin a podzemních vod až jednoznačně prokázal, že zdrojem kontaminace je areál závodu kafilerie (Černý et al., 1994).

Sanace ekologické zátěže na lokalitě probíhala od roku 1997 do roku 2015 a byla založena na čerpání a čištění kontaminované podzemní vody, dále aplikace ventingu, air spargingu a chemické oxidaci.



Obrázek 9 Zájmová lokalita

5.1 Experimentální dřeviny

V zájmové lokalitě bylo vzorkováno šest druhů dřevin – borovice (*Pinus* spp.), bříza (*Betula* spp.), olše (*Alnus* spp.), střemcha (*Prunus* spp.), topol (*Populus* spp.) a vrba (*Salix* spp.). Charakteristika jednotlivých druhů vzorkovaných dřevin je uvedena v *tabulce 4*.

	Délka kořenů	Ekologie	Popis druhu
Borovice (Pinus spp.)	Přes 6 m (Thomas, 2004).	Mrazuvzdorná světlomilná rostlina, roste na chudých sušších písčitéch až kamenitých půdách, ale také na rašelinných a bažinatých půdách (Heike, 2008, Houston Durrant, 2016.)	Dřevina 10-30 m vysoká dle stanoviště. Na hlubších půdách mají kořeny silnější kůlový kořen nebo hlouběji sahající vedlejší kořeny (Houston Durrant, 2016).
Bříza (Betula spp.)	Do 6 m (Thomas, 2004).	Nenáročná světlomilná dřevina, vlhčí propustné zeminy (Horáček, 2007).	Vysoká 15-25 m, využívá se k rekultivacím. Rozšířená jak v lesích, tak v parcích a zahradách. Kořenový systém mělký, silně rozvětvený (Horáček, 2007).
Olše (Alnus spp.)	Do 3 m (Thomas, 2004).	Nenáročná dřevina, osidluje břehy horských řek, potoků i občas zaplavované půdy. Vyžaduje dobře provzdušněnou půdu a nesnese stagnující vodu (Horáček, 2007).	Až 25 m vysoký rychle rostoucí strom, často vícekmenný (Horáček, 2007).
Střemcha (Prunus spp.)	Do 6 m (Thomas, 2004).	Výskyt v lužních lesích, podél toků a na provlhlých humózních půdách (Horáček, 2007).	Vysoký strom až 15 m, kmen s hladkou hnědočernou borkou, v ČR na celém území (Horáček, 2007).
Topol (Populus spp.)	Přes 6 m (Thomas, 2004).	Odolná světlomilná dřevina, roste ve světlých lesích, na pasekách, opuštěných pastvinách. Odolná mrazům, roste na vlhkých i suchých půdách (Horáček, 2007).	20-40 m vysoká, v ČR roste po celém území od nížin do hor, nejrozšířenější v pahorkatinách. (Horáček, 2007).
Vrba (Salix spp.)	Do 6 m (Thomas, 2004).	Světlomilná přizpůsobivá dřevina, roste na suchých stanovištích, zejména na sutích, pasekách a na okrajích lesa a cest (Horáček, 2007).	Strom menšího věku, dorůstá 10-12 m. V nepříznivých podmínkách roste jako keř, v ČR hojná (Horáček, 2007).

Tabulka 4 Charakteristika vybraných druhů dřevin

6. Výsledky

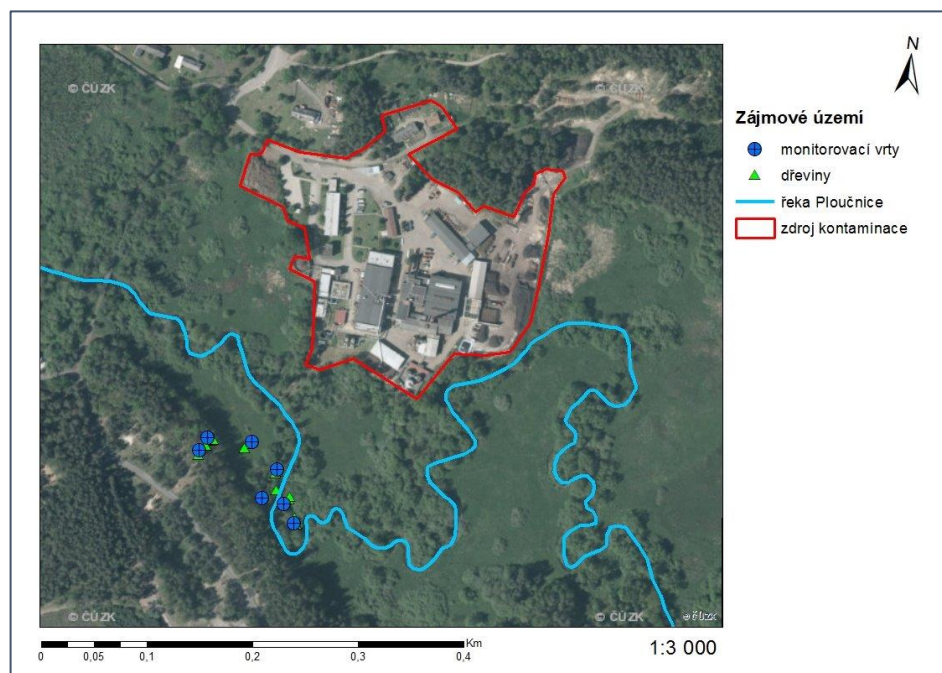
6.1 Vzorkování dřevin – rok 2017

Cíl 1A: Ověření přechodu kontaminace do dřevin rostoucích na lokalitě ovlivněné kontaminací podzemní vody chlorovanými etheny. Verifikace výsledků pomocí odběru vzorků podzemní vody.

Cíl 1B: Porovnání výsledků kontaminace podzemní vody a výsledků odběru dřeva „mapa kontaminace podzemní vody a mapa výsledků vzorkování dřevin“

6.1.1 Ověření přechodu kontaminantů do dřevin

Rozmístění vzorkovaných objektů – dřeviny a monitorovací vrty – prezentuje *obrázek 10*.



Obrázek 10 Situace objektů v zájmové lokalitě

Výsledné hodnoty koncentrací CE ve vzorcích dřeva (konzervace methanolem) a ve vzorcích podzemní vody uvádí *tabulka 6*. U vzorků dřeva i podzemní vody je uvedeno procentuální zastoupení jednotlivých detekovaných produktů rozkladu CE.

Dřevo	BOR	BŘÍ	STR	TOP	VRB	OLŠ	TOP	BOR A	BOR B	VRB	BOR A	BOR B	BŘÍZ	BŘÍZ	VRB
Vrty	HJ63 2	HJ63 2	N57	N54	N54	C4	C4	AT32	AT32	N57	AT2	AT2	AT2	C7	C7
Σ CE dřevo [mg/kg]	1.40	3.10	0.00	1.00	0.00	2.40	0.00	0.00	0.46	5.13	120.0 0	170.2 5	1.90	3.80	14.00
PCE [%]	100	100	0	100	0	100	0	0	100	7,21	100	99,85	100	100	100
TCE [%]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12,87	0	0,15	0	0	0
1,2 cis DCE [%]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	79,92	0	0	0	0	0
Σ CE Podz. voda [mg/l]	0.15	0.15	0.95	2.39	2.39	2.06	2.06	0.48	0.48	0.95	5.30	5.30	5.30	0.84	0.84
PCE [%]	74,83	74,83	40,00	18,57	18,57	35,61	35,61	51,98	51,98	40,00	96,32	96,32	96,32	0,28	0,28
TCE [%]	8,16	8,16	12,63	18,14	18,14	20,98	20,98	14,76	14,76	12,63	1,89	1,89	1,89	0,03	0,03
1,2 cis DCE [%]	17,01	17,01	47,37	63,29	63,29	43,41	43,41	33,26	33,26	43,37	1,79	1,79	1,79	99,69	99,69

Tabulka 5 Obsahy CE ve vzorcích dřeva a podzemní vody

Z *tabulky 5* je patrné, že ve vzorcích dřeva byly detekovány obsahy PCE, TCE a cis DCE. Z celkové sumy CE ve vzorcích dřeva byl nejvíce zastoupen PCE, u většiny dřevin ve 100 %. U podzemní vody byly výsledky variabilnější, nejvíce byl zastoupen PCE a 1,2 cis DCE. Ostatní hodnoty u VC, 1,1 DCE a 1,2 trans DCE byly zastoupeny v desetinách promile v mg/l, proto nejsou v tabulce zobrazeny.

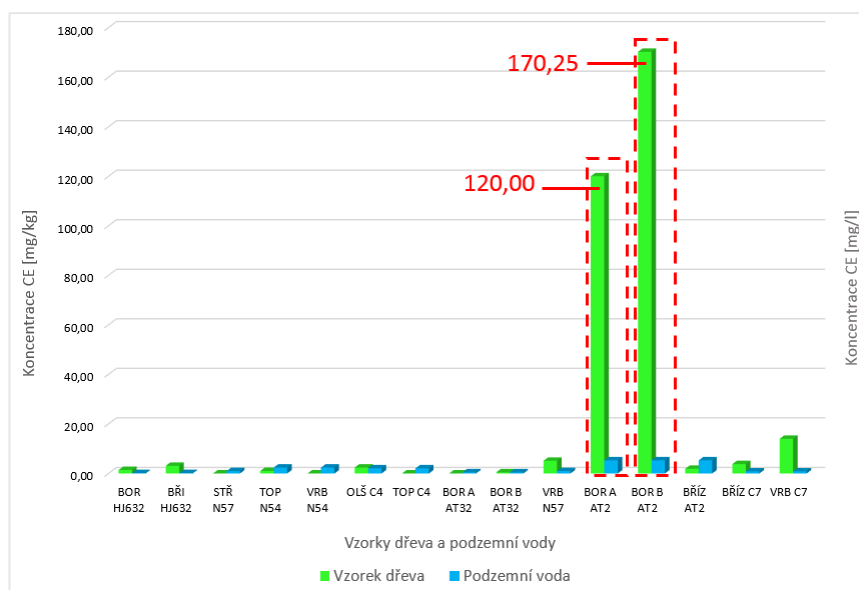
Tabulka 6 uvádí průměr, min, max, medián, dolní a horní kvartil, rozptyl a směrodatnou odchylku.

	PRŮMĚR	MIN	MAX	MEDIÁN	DOLNÍ KVARTIL	HORNÍ KVARTIL	ROZPTYL	SMĚROD. ODCHYLKA
ΣCE DŘEVO [MG/KG]	21.56	0.00	170.25	1.90	0.23	4.47	2619.27	51.18
ΣCE PODZEMNÍ VODA [MG/L]	1.98	0.15	5.30	0.95	0.66	2.39	3.52	1.88

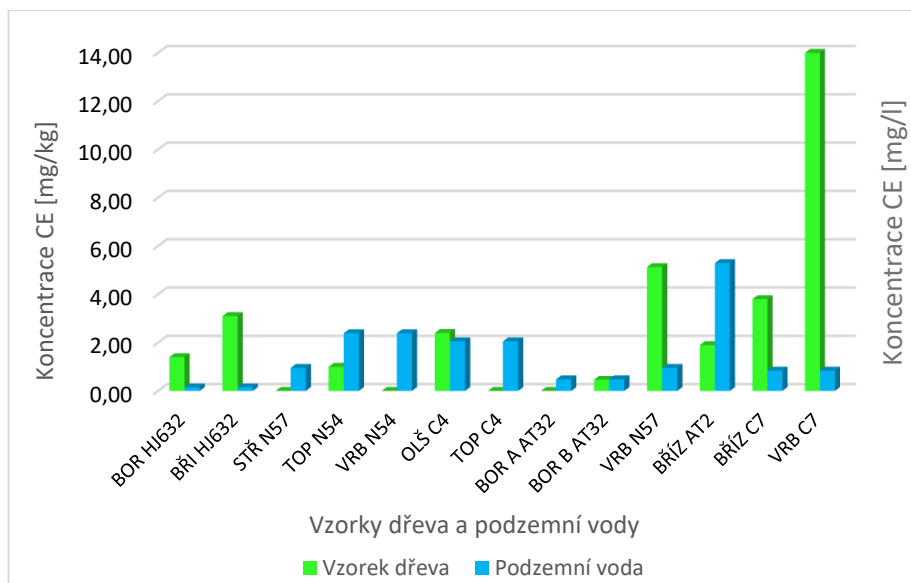
Tabulka 6 Popisná statistika

Průměrný obsah ve vzorcích dřeva byl 21,6 mg/kg, s maximem 170,2 mg/kg u BOR AT-2 B a minimem 0 u STR N57, VRB N54, OSI C4 a BOR AT32 A. Průměrný obsah ve vzorcích podzemní vody byl 1,98 mg/l, s maximem 5,3 mg/kg z monitorovacího vrtu AT2 a minimem 0,15 z monitorovacího vrtu HJ632.

Na obrázku 11 je uvedeno grafické srovnání obsahů CE ve vzorcích dřeva s obsahy CE v podzemní vodě. Na obrázku 12 je provedeno stejné srovnání po odstranění vzorku BOR AT2 A i B. Druhý graf byl vytvořen pro lepší zobrazení ostatních dat, vzorky dřeva označených vzorků mají několikanásobně vyšší hodnoty (170,25 mg/kg a 120 mg/kg) než ostatní. Obrázek 12 ukazuje, že ve vzorku dřeva je možné nalézt kontaminaci, ale neodpovídá hodnotám kontaminace v podzemní vodě.

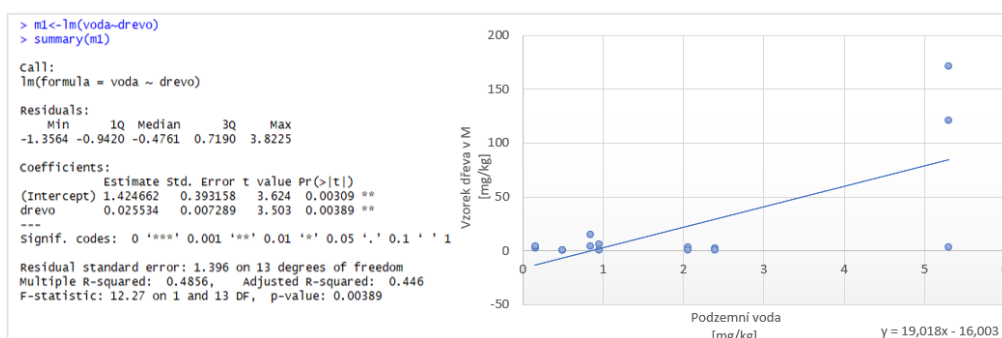


Obrázek 11 Verifikace výsledků u vzorků dřeva a podzemní vody



Obrázek 12 Verifikace výsledků u vzorků dřeva a podzemní vody (bez BOR AT2 A a B)

Závislost koncentrace CE ve vzorku dřeva na koncentraci CE v podzemní vodě je uvedena na obrázku 13.



Obrázek 13 Závislost koncentrace CE ve vzorku dřeva na podzemní vodě

Korelační koeficient (r) = 0,69

Koeficient determinace (r^2) = 0,49

Podle hodnoty korelačního koeficientu ($r=0,69$) je tato závislost středně silná a dle koeficientu determinace ($r^2 = 0,49$) model vysvětluje variabilitu koncentrací CE ve vzorku dřeva z 49 %, na hladině významnosti $p=0,00389$

6.1.2 Vizualizace kontaminačního mraku

Pro zmapování kontaminace podzemní vody byly provedeny odběry vzorků podzemní vody u 29 monitorovacích vrtů. Výsledné koncentrace CE jsou uvedeny v *tabulce 7*. Výsledky odběrů dřevní hmoty jsou uvedeny v *tabulce 5*.

Monitor. vrt	HJ632	N57	N54	C4	AT32	AT2	C7	HJ130	HJ131	HJ516	HK11
Σ CE Podzemní voda [mg/l]	0,15	0,95	2,39	2,06	0,48	5,30	0,84	0,04	7,00	0	10,21

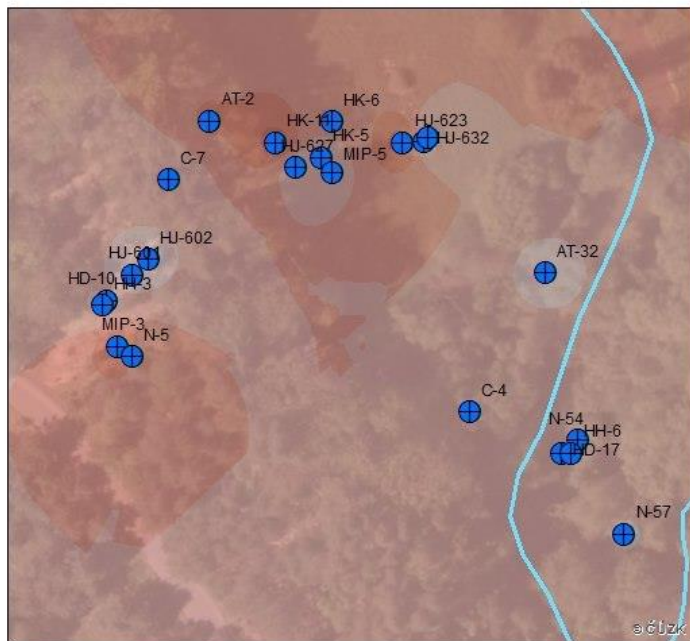
Monitor. vrt	HK5	HK6	MIP3	MIP5	N45	N16	N5	N50	HD10	HD17	HH3
Σ CE Podzemní voda [mg/l]	1,07	3,65	8,24	2,64	1,30	9,44	4,56	0,97	1,86	0,57	0,04

Monitor. vrt	HH6	HJ601	HJ515	HJ601	HJ602	V1	HJ627	HJ623
Σ CE Podzemní voda [mg/l]	0,56	0,02	0	0,02	0	0,03	1,09	11,74

Tabulka 7 Obsahy CE ve vzorcích podzemní vody

Porovnání výsledků podzemní vody a dřevní hmoty prezentuje *obrázek 14*.

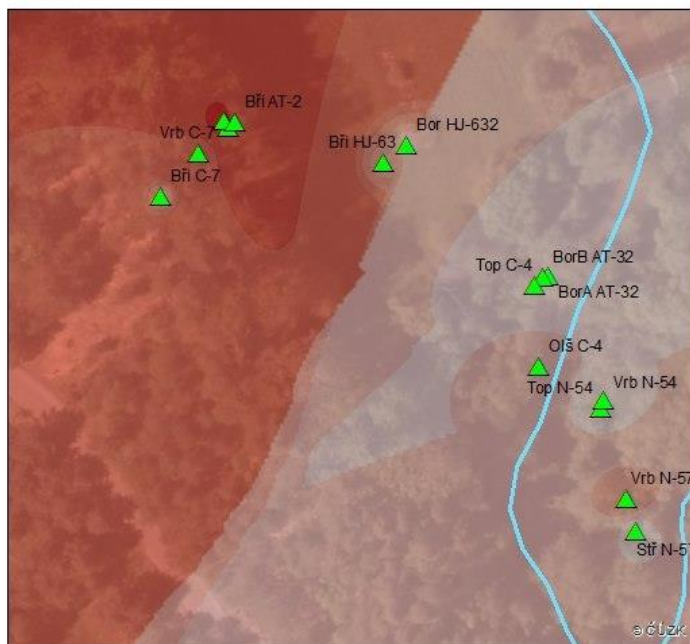
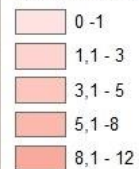
Vizualizace kontaminačního mraku



Vzorkování podzemní vody

- monitorovací vrty
- řeka Ploučnice

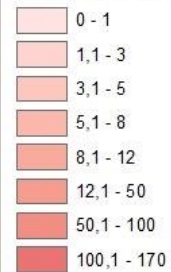
Kontaminace CE (mg/l)



Vzorkování dřevin

- ▲ dřeviny
- řeka Ploučnice

Kontaminace CE (mg/kg)



Obrázek 14 Vizualizace kontaminačního mraku ze vzorků podzemní vody a vzorků dřeva

Z obrázku 14 je patrné, že mapa kontaminace podzemní vody přibližně odpovídá mapě výsledků vzorkování dřevin. Mapa výsledků dřevní hmoty je ovlivněna vysokými hodnotami borovic A i B u monitorovacího vrtu AT2. Mrak kontaminace na první mapě jde z jihu na sever – po proudu řeky Ploučnice. Na druhé mapě je vidět vysoká míra kontaminace CE v severozápadní části mapy, kde největší kontaminace ze vzorků dřeva se nachází právě u vrtu AT2. Z obou map je zřejmé, že kontaminační mrak jde z jihu na sever přes řeku Ploučnici a předpokládá se, že pokračuje až k SAP Mimoň, odkud v minulosti kontaminace vycházela.

6.2 Vzorkování dřevin – rok 2018

Cíl 2: Ověření možnosti využití dvou rozdílných způsobů konzervace vzorků dřeva – methanol, destilovaná voda. Verifikace výsledků pomocí odběrů vzorků podzemní vody.

Cíl 2A: Výtěžnost jednotlivých analytů dle konzervace vzorku – methanol/destilovaná voda

Cíl 2B: Závislost koncentrace CE ve vzorcích dřeva – konzervace metanolem, destilovanou vodou – na koncentraci CE v podzemní vodě.

Cíl 2C: Praktické posouzení - výhody/nevýhody – konzervace vzorku dřeva methanolem/destilovanou vodou

6.2.1 Výtěžnost jednotlivých analytů dle konzervace

Pro statistické vyjádření výtěžnosti jednotlivých analytů dle konzervace stanovíme hypotézu:

H0: Metoda odběru vzorku dřeva konzervovaného v methanolu má vyšší výtěžnost než metoda odběru vzorku dřeva konzervovaného v destilované vodě.

H1: Metoda odběru vzorku dřeva konzervovaného v methanolu nemá vyšší výtěžnost než metoda odběru vzorku dřeva konzervovaného v destilované vodě.

Výsledné hodnoty koncentrací CE ve vzorcích dřeva (konzervace methanolem a destilovanou vodou) a ve vzorcích podzemní vody uvádí *tabulka 8*. U vzorků dřeva i podzemní vody je uvedeno procentuální zastoupení jednotlivých detekovaných produktů rozkladu CE.

Dřeviny	VRB A N5	VRB B N5	OLŠ MIP5	OLŠ C4	VRB N57	BOR A AT2	BOR B AT2	BŘI AT2	BŘI C7	VRB C7
Vrty	N5	N5	MIP5	C4	N57	AT2	AT2	AT2	C7	C7
ΣCE methanol [mg/kg]	0.22	4.60	0.00	0.91	1.80	47.00	140.22	6.00	8.10	8.20
PCE [%]	0	58,70	0	100	0	100	99,84	100	100	100
TCE [%]	0	0	0	0	100	0	0,16	0	0	0
1,2 cis DCE [%]	100	41,30	0	0	0	0	0	0	0	0
ΣCE destilovaná voda [mg/kg]	0.79	1.85	0.00	0.39	0.98	7.00	1.90	1.20	1.20	3.70
PCE [%]	65,82	45,95	0	100	0	100	100	100	100	100
1,2 cis DCE [%]	0	54,05	0	0	100	0	0	0	0	0
ΣCE podzemní voda [mg/l]	4.75	4.75	3.12	1.72	2.11	4.04	4.04	4.04	2.41	2.41
PCE [%]	52,63	52,63	89,74	38,95	31,28	89,11	89,11	89,11	41,49	41,49
TCE [%]	2,11	2,11	1,60	19,77	20,38	2,72	2,72	2,72	2,78	2,78
1,2 cis DCE [%]	44,21	44,21	8,33	40,70	47,39	8,17	8,17	8,17	53,94	53,94
1,2 trans DCE [%]	0,21	0,21	0,06	0,20	0,45	0,04	0,04	0,04	0,24	0,24
1,1 DCE [%]	0,03	0,03	0,02	0,06	0,14	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02
VC [%]	0,80	0,80	0,10	0,10	0,47	0,02	0,02	0,02	1,66	1,66

Tabulka 8 Obsahy CE ve vzorcích dřeva (konzervace v methanolu a destilované vodě) a podzemní vodě

Z tabulky 8 je patrné, že ve vzorcích dřeva byly detekovány obsahy PCE, TCE a cis DCE. Z celkové sumy CE ve vzorcích dřeva byl nejvíce zastoupen PCE, u většiny dřevin ve 100 %. V menší míře se projeví látky 1,2 cis DCE a TCE. Ostatní látky nebyly do grafu vloženy kvůli nulovým hodnotám.

U podzemní vody byly výsledky variabilnější, i přesto byl nejvíce zastoupen PCE.

Tabulka 9 uvádí průměr, min, max, medián, dolní a horní kvartil, rozptyl a směrodatnou odchylku.

	PRŮMĚR	MIN	MAX	MEDIÁN	DOLNÍ KVARTIL	HORNÍ KVARTIL	ROZPTYL	SMĚRODATNÁ ODCHYLKA
methanol [mg/kg]	21.71	0.00	140.22	5.30	1.13	8.18	1928.19	43.91
destil. voda [mg/kg]	1.90	0.00	7.00	1.20	0.84	1.89	4.24	2.06
podzemní voda [mg/l]	3.34	1.72	4.75	3.58	2.41	4.04	1.26	1.12

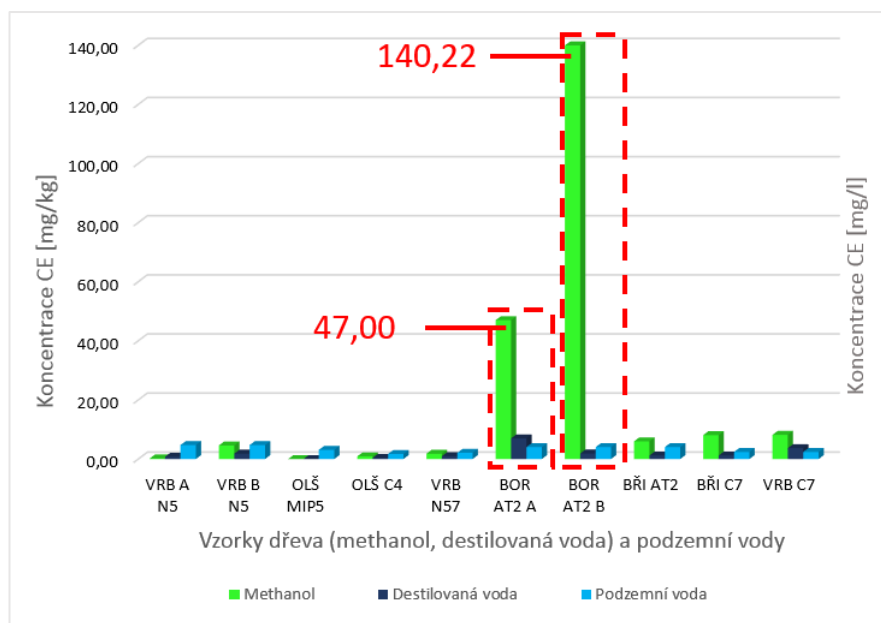
Tabulka 9 Popisná statistika

Průměrný obsah ve vzorcích dřeva konzervovaný v methanolu byl 21,71 mg/kg, s maximem 140,22 mg/kg u BOR AT-2 B a minimem 0 u OLŠ MIP5.

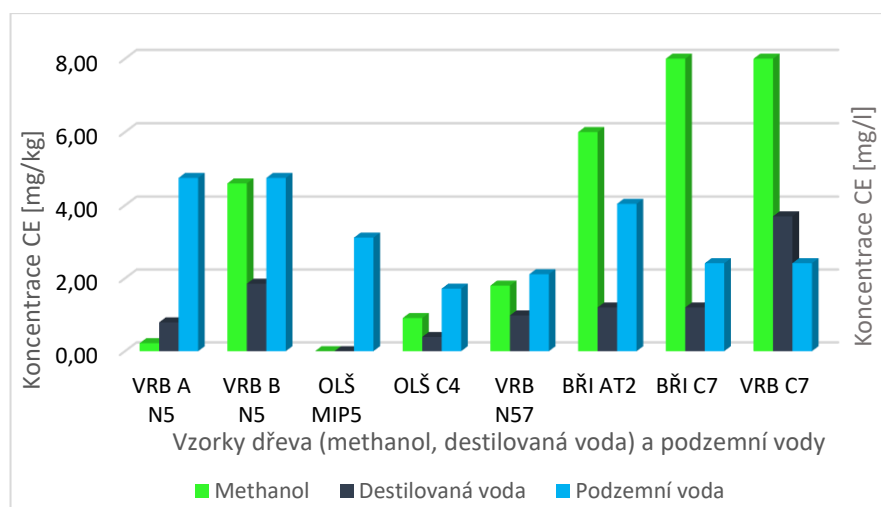
Průměrný obsah ve vzorcích dřeva konzervovaný v destilované vodě byl 1,9 mg/kg, s maximem 7 mg/kg u BOR AT-2 A a minimem 0 u OLŠ MIP5.

Průměrný obsah ve vzorcích podzemní vody byl 3,34 mg/l, s maximem 4,75 mg/kg z monitorovacího vrtu N5 a minimem 1,72 z monitorovacího vrtu C4.

Na *obrázku 15* je uvedeno grafické srovnání obsahů CE ve vzorcích dřeva – konzervovaného v methanolu a v destilované vodě - s obsahy CE v podzemní vodě. Na *obrázku 16* je provedeno stejné srovnání po odstranění vzorku BOR AT2 A a B. Druhý graf byl vytvořen pro lepší zobrazení ostatních dat, vzorky dřeva u borovice mají několikanásobně vyšší hodnoty než ostatní. *Obrázek 16* ukazuje, že ve vzorku dřeva konzervovaného v methanolu i v destilované vodě je možné nalézt kontaminaci, ale neodpovídají hodnotám kontaminace v podzemní vodě.



Obrázek 15 Verifikace výsledků u vzorků dřeva (methanol, destil. voda) a podzemní vody



Obrázek 16 Verifikace výsledků u vzorku dřeva (methanol, destil. voda) a podzemní vody

(bez BOR AT2 A a B)

Pro statistické vyhodnocení výše uvedené hypotézy byl zvolen párový dvouvýběrový t-test - obrázek 17.

```
> View(df)
> attach(df)
> View(df)
> t.test(x,y, var.equal = TRUE)

Two Sample t-test

data: x and y
t = 1.4246, df = 18, p-value = 0.1714
alternative hypothesis: true difference in means is not equal to 0
95 percent confidence interval:
 -9401.34 49009.34
sample estimates:
mean of x mean of y
 21705    1901
```

Obrázek 17 Výsledek dvouvýběrového t-testu

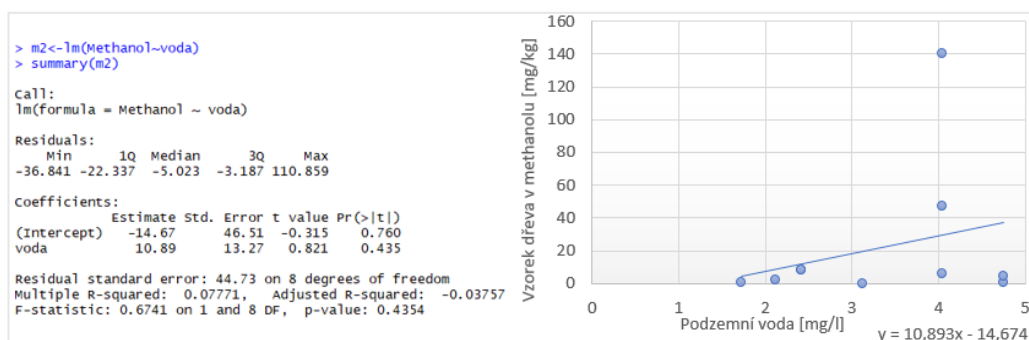
X= hodnoty kontaminace fixované v methanolu

Y= hodnoty kontaminace fixované v destilované vodě

Na základě p hodnoty, která je vyšší než 0,05 přijímáme hypotézu H_0 , tzn. metoda odběru vzorku dřeva fixovaného v methanolu má vyšší výtěžnost.

6.2.2 Závislost koncentrace CE ve vzorcích dřeva na koncentraci v podzemní vodě

Závislost koncentrace CE ve vzorku dřeva konzervovaného v methanolu na koncentraci CE v podzemní vodě je uvedeno na obrázku 18.



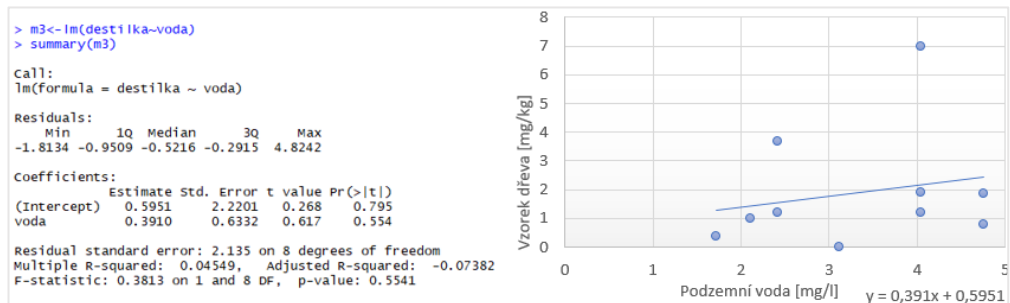
Obrázek 18 Závislost koncentrace CE ve vzorku dřeva konzervovaného v methanolu na podzemní vodě

Korelační koeficient (r) = 0,28

Koeficient determinace (r^2) = 0,08

Podle hodnoty korelačního koeficientu ($r=0,28$) je tato závislost slabá a dle koeficientu determinace ($r^2 = 0,08$) model vysvětluje variabilitu koncentrací CE ve vzorku dřeva z 8 %, na hladině významnosti $p= 0,4354$.

Závislost koncentrace CE ve vzorku dřeva konzervovaného v methanolu na koncentraci CE v podzemní vodě je uvedeno na *obrázku 19*.



Obrázek 19 Závislost koncentrace CE ve vzorku dřeva konzervovaného v destilované vodě na podzemní vodě

Korelační koeficient (r) = 0,21

Koeficient determinace (r^2) = 0,05

Podle hodnoty korelačního koeficientu ($r=0,21$) je tato závislost slabá a dle koeficientu determinace ($r^2 = 0,05$) model vysvětluje variabilitu koncentrací CE ve vzorku dřeva z 5 %, na hladině významnosti $p= 0,5541$.

6.2.3 Posouzení terénního postupu odběru vzorku dřeva (konzervace methanolem/destilovanou vodou)

Materiál potřebný pro odběr vzorku dřeva (konzervace methanolem/destilovanou vodou) v terénu prezentuje *tabulka 11*.

Způsob konzervace vzorku dřeva	Methanol	Destilovaná voda
Materiál potřebný pro odběr vzorku dřeva v terénu	<ul style="list-style-type: none">- vialky s 10 ml methanolu- přírůstový nebozez- chladicí box- rukavice	<ul style="list-style-type: none">- vialky- přírůstový nebozez- destilovaná voda- pipeta- chladicí box- rukavice

Tabulka 4 Porovnání dvou metod odběru vzorku dřeva

Při porovnání dvou metod odběru vzorku dřeva v terénu - konzervace methanol/destilovaná voda – vycházíme z praktických zkušeností získaných vzorkováním dřevin v roce 2017 a 2018.

Terénní práce – konzervace metanolem. Pro vzorkování dřevin je potřeba si předem připravit vialky s 10 ml methanolu v prostředí laboratoře. Pro práci v terénu je potřeba přírůstový nebozez, vialky s 10 ml methanolu a chladicí box, což usnadňuje pohyb vzorkovače mezi jednotlivými vzorkovanými objekty. Odebrané vzorky dřeva jsou vkládány do předpřipravených vialek, což zkracuje manipulaci s odebraným vzorkem. Tento způsob konzervace je v terénu časově a obsluhově efektivnější. Vzorkování dřevin vyžaduje přítomnost pouze jednoho pracovníka (vzorkovač). Terénní práce jsou limitovány počtem připravených vialek, které musí být striktně dodrženy a počet vzorkovaných objektů – dřevin – nelze v terénu již měnit.

Terénní práce - konzervace destilovanou vodou. Pro práci v terénu je potřeba přírůstový nebozez, vialky, nádoba s destilovanou vodou, pipeta a chladicí box, což stěžuje pohyb vzorkovače mezi jednotlivými vzorkovanými objekty. Odebrané vzorky dřeva jsou vkládány do vzorkovnic a následně je napipetována destilovaná voda a její objem je zaznamenán pro následné laboratorní analýzy. Manipulace s odebraným vzorkem dřeva se prodlužuje a může dojít ke ztrátám kontaminantů těkáním. Terénní práce vyžadují spolupráci dvou vzorkovačů.

7. Diskuze

Vzorkované dřeviny prokázaly přítomnost PCE, TCE a cis DCE v analyzovaných vzorcích dřeva. Tetrachlorethen, trichlorethen a cis dichlorethen patří mezi nejčastěji detekované produkty rozkladu CE na lokalitách monitorovaných odběrem vzorků dřeva (Larsen et al., 2008; Sorek et al., 2008; Holm et al., 2011).

Nejvyšší obsahy ve vzorku dřeva byly detekovány u dřevin označených BOR AT2 A a BOR AT2 B. Sumární obsahy CE mnohonásobně převyšovali koncentrace zjištěné v ostatních dřevinách a dosahovaly hodnoty \sum CE 120 a 170.25 mg/kg. Vzorkované objekty byly odebrány v těsné blízkosti monitorovacího vrtu AT2, který rovněž patřil k nejexponovanějšímu vrtu na dané lokalitě. Sumární koncentrace CE v podzemní vodě byly detekovány v hodnotě 5,3 mg/l. Mnohonásobně vyšší koncentrace v dřevinách mohou být zapříčiněny akumulací kontaminantu ve dřevině. Existuje několik cest odstranění kontaminantu ze stromu – vytékání skrze listy, kmen, atd. – tyto mechanismy jsou pomalejší než změny koncentrací CE v podzemní vodě. Což umožňuje i využití dřevin k historickému posouzení kontaminace dané lokality (MacKay et Gschwend, 2000; Burken, 2011, Wittlingerová et al. 2013).

Z druhové specifikace biokoncentrace je znát, že faktor strom může výrazně ovlivnit příjem kontaminantu z prostředí. Některé stromy jsou geneticky přizpůsobeny k hlubokému kořenovému systému a mohou přijímat vodu z vyšších hloubek. Dle Trapp (2007) mají jehličnany nejhlubší zakořenění v Evropě. Při porovnání dřevin označených VRB C7, BŘI C7M, BŘI AT2, BOŘ AT2 A, BOR AT2 B byly nejvyšší úrovně koncentrací detekovány u borovic - BOR AT2 A a BOR AT2 B - v porovnání s ostatními zastoupenými dřevinami. Porovnávané objekty se nachází v rámci studované lokality v severní části (obr. 14). Druhové zastoupení dřevin může hrát důležitou úlohu v úrovni detekované koncentrace kontaminantu u odebraného vzorku dřeva. Při vzorkování dřevin mají být upřednostňovány druhy, o kterých je známo, že mají hluboký kořenový systém (Schumacher et al. 2004, Vroblesky 2008).

Dalším faktorem může být stáří stromu, celkový habitus, typ podloží nebo klimatické vlivy. Schumacher et al. (2004) ve své práci uvádí celou řadu vlivů,

kteře mohou ovlivnit hodnoty koncentrací CE ve vzorcích dřeva jako je výška odběru, velikost stromu, druhu a směrovém umístění kolem kmene stromu, nebo kontaminace je pro strom jinak nepřipustná. Z toho vyplývá, že pro co nejpřesnější zmapování kontaminace na lokalitě je potřeba odebrat velké množství dřevin.

Ověření přechodu kontaminace do dřevin z podzemní vody byl vyhodnocen a na sledované lokalitě pomocí lineární regrese, která prokázala středně silnou závislost. Byla prokázána ze 49 %. Z toho lze určit, že kontaminace ve vzorku dřeva závisí na kontaminaci podzemní vody. Obsahy zjištěných koncentrací CE ve vzorcích dřeva a vzorcích podzemní vody jsou značné.

Kontaminace chlorovaných ethenů se také prokázala pomocí interpolace, která simulovala oblak CE v podzemní vodě z vrtů a ze vzorků dřeva. Pro přesnější mapové zobrazení „kontaminačního mraku“ v podzemní vodě byly přidány další monitorovací vrty (obr. 14). Z map je dobře patrné, kde je největší kontaminace a kam kontaminační mrak směřuje. Z odběrů vzorku dřeva i podzemní vody je viditelné, že kontaminace s velkou pravděpodobností směřuje po proudu podzemní vody. Pro přesnější znázornění kontaminace pomocí vzorků dřeva by bylo potřeba více dat z většího pásma, i přesto je zde dobře patrná kontaminace. Zobrazení kontaminace z odběrů vzorků dřeva by se dalo využít pro místa, kde se předpokládá znečištění podzemních vod před zahájením běžných metod.

Metoda odběru vzorku dřeva zakonzervovaného v methanolu má vyšší výtěžnost než metoda odběru vzorku dřeva v destilované vodě, to bylo prokázáno grafickým znázorněním a statistickou analýzou. Jako nejsilnější indikátor kontaminace se projevila opět borovice, a to v případě BOR A i B AT2, jak v destilované vodě, tak v methanolu. Tyto hodnoty byly naměřeny u monitorovacího vrtu AT2, kde byla zaměřena nejvyšší kontaminace v podzemní vodě v roce 2018. Lze předpokládat, že u tohoto vrtu je ohnisko kontaminace, protože tyto výsledky se projevily již v roce 2017. U vrtu AT2 byly odebírány vzorky z břízy, ve které se kontaminace nacházela, ale byla v menším množství než u borovic. To může vyplývat z toho, že jehličnany mají hlubší zakořenění než listnaté stromy podle Trap (2007), jak již bylo zmíněno u prvního cíle. Pro kvalitnější porovnání různých dřevin jako indikátorů je potřeba více odběrů vzorků dřeva.

U zastoupení jednotlivých chlorovaných ethenů ve dřevě se opět nejvíce projevil PCE jak v methanolu, tak v destilované vodě. V podzemní vodě se nejvíce prokázal PCE a 1,2 cis DCE. Z toho vyplývá, že vzorek dřeva nejlépe prokáže PCE, jak již bylo řečeno u prvního cíle.

Závislost u těchto dvou metod odběru vzorku dřeva na podzemní vodě byla slabá, což může být způsobeno malým počtem odběrů. Koncentrace CE ve vzorku dřeva konzervovaného v methanolu je vysvětlena z 8 % koncentrací CE v podzemní vodě, konzervace v destilované vodě je vysvětlena pouze z 5 % koncentrací na CE v podzemní vodě.

Výsledky naznačují, že konzervace v destilované vodě i methanolu nekoreluje s podzemní vodou, proto hlavním rozdílem metod konzervace vzorku dřeva je v použití. Z praktického hlediska porovnávání těchto dvou metod v terénu se prokázala konzervace v methanolu. Metoda je rychlejší a obsluhově jednodušší. Vialky s methanolem jsou připraveny z laboratoře a následně se do nich vkládá odebraný vzorek dřeva. Konzervace v destilované vodě je náročnější na obsluhu, protože je potřeba mít připravené prázdné vialky, destilovanou vodu a pipetu, každý vzorek se následně vkládá do vialky a zalívá se destilovanou vodou. U každého odebraného vzorku musí být označeno, kolik destilované vody bylo nalito k vzorku dřeva.

8. Závěr a přínos práce

Cílem předkládané diplomové práce bylo ověření přechodu kontaminantu do dřevin rostoucích na lokalitě dlouhodobě negativně ovlivněné kontaminací podzemních vod chlorovanými etheny. Byla prokázána souvislost mezi kontaminací podzemních vod a kontaminací dřevin rostoucích na zasažené lokalitě. Koncentrace CE ve vzorku dřeva je vysvětlena ze 49 % koncentrací CE v podzemní vodě. Stupeň pozorované korelace je pozoruhodný vzhledem k tomu, že bylo zahrnuto několik druhů dřevin (borovice, bříza, střemcha, topol, vrba, olše), které byly vystaveny různému obsahu CE v podzemní vodě a různé úrovni HPV a lokálními podmínkami – blízkost toku Ploučnice, říční niva. Výsledek naznačuje, že kontaminace podzemní vody je primárním faktorem ovlivňujícím koncentrace obsažené ve vzorcích dřeva pro lokality s nízkou úrovní hladiny podzemní vody, která se na experimentální lokalitě pohybuje v rozmezí 2-3 m pod terénem. Existence vztahu mezi koncentrací CE ve vzorcích dřeva a koncentracemi CE v podzemních vodách podporují využití vzorkování dřevin pro monitoring kontaminovaných lokalit. Výsledky monitoringu také naznačují, že na výsledné koncentrace CE nalezené ve dřevinách rostoucích na zasažené lokalitě mají vliv i další faktory jako je stáří, stav a druh dřeviny a podmínky – geologické, hydrologické – kterým je dřevina na lokalitě vystavena. Na výsledné koncentrace v dřevinách může mít vliv i celá řada dalších faktorů.

Způsob konzervace vzorku – methanol/destilovaná voda – je možno použít pro fixaci analytů z odebraného vzorku dřeva. Koncentrace CE – konzervace methanol/ destilovaná voda – nekorelují s koncentracemi CE v podzemní vodě. Získané výsledky mohou být ovlivněny malým počtem vzorkovaných objektů. Z pohledu terénních prací se konzervace vzorku dřeva methanolem jeví jako efektivnější způsob. Závislost koncentrace obou způsobů konzervace vzorků nekoreluje s koncentracemi v podzemní vodě.

Z výsledků práce a literárního přehledu vyplývá, že vzorkování dřevin může doplnit dlouhodobé programy monitoringu kontaminovaných podzemních vod. Metoda odběru vzorků dřeva je vhodná pro úvodní screening lokalit, dále může pomoci vymezit nová ohniska kontaminace a poskytnou rychlou analýzu potenciálních změn na sledované lokalitě.

Použité zkratky

1,1 DCE	1,1 dichlorethen
1,2 cis DCE	1,2 cis dichlorethen
1,2 trans DCE	1,2 trans dichlorethen
CE	chlorované etheny
ČR	Česká republika
DCE	dichlorethen
DNAPL	látky s vysokou hustotou a nízkou rozpustností
EU	Evropská unie
HPV	Hladina podzemní vody
MCL	maximální úroveň kontaminantu, jsou to nejvyšší hodnoty kontaminace ve veřejné pitné vodě
MDL	limit detekce metody, nejnižší koncentrace zkoušené látky, která může být změřena s 99% jistotou
PCE	tetrachlorethen
SAP Mimoň	Severočeská asanační podnik Mimoň
TCE	trichlorethen
TOL	těkavé organické látky
VC	vinylchlorid
WHO	Světová zdravotnická organizace

Přehled literatury

- (1) Algreen, M. et Trapp, S. (2014): Guideline for application of Tree Coring as an initial screening tool for typical pollutants in the subsurface, *Environmental technologies for brownfield regeneration under grant agreement no 265364 (2011-2014)*, 1-26.
- (2) Algreen, M., Trapp, S. et Rein, A. (2014): Phytoscreening and phytoextraction of heavy metals at Danish polluted sites using willow and poplar trees, *Environmental Science and Pollution Research, Denmark*, 1-27.
- (3) Balouet, C. et Chalot, M. (2015): Pollution Investigation By Trees, *Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie, France*, 1-72.
- (4) Burken, J. G., Vroblesky, D. A. et Balouet, Ch. (2011): Phytoforensics, Dendrochemistry, and Phytoscreening: New Green Tools for Delineating Contaminants from Past and Present, *Environmental Science Technology*, 45 (15), 6218-6226.
- (5) Carey, F. A. (2000): Organic Chemistry, *University of Virginia*.
- (6) Černý et al. (1994): Závěrečná zpráva o nouzové sanaci a doplňujícím průzkumu kontaminace zemin a podzemních vod na letišti Hradčany v roce 1993. *KAP s.r.o., Praha*.
- (7) Doherty, R.E. (2010): A History of the Production and Use of Carbon Tetrachloride, Tetrachloroethylene, Trichloroethylene and 1,1,1-Trichloroethane in the United States: Part 2--Trichloroethylene and 1,1,1-Trichloroethane, *Environmental Forensics*, 83-93.
- (8) Fawell, J.K., Lund, U. et Mintz, B. (2003): 1,2-Dichloroethene in Drinking-water, *World Health Organization*, 1-5.
- (9) Fogel, M. M., Taddeo, A.R. et Fogel, S. (1986): Biodegradation of chlorinated ethenes by a methane-utilizing mixed culture. *Applied and environmental microbiology*, 51(4), 720-4.
- (10) Fonkwe, M.L.D. et Trapp, S. (2016): Analyzing tree cores to detect petroleum hydrocarbon-contaminated groundwater at a former landfill site in the community of Happy Valley-Goose Bay, eastern Canadian subarctic, *Environmental Science and Pollution Research*, 23(16), 16137-16151.
- (11) Gendelová, L., Horáček, P. et Šlezingerová, J. (2002): Nauka o dřevě, *Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně*, 176.
- (12) Gerritse, J. (1997): Complete degradation of tetrachloroethene in coupled anoxic and oxic chemostats, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 48(4), 553-62.
- (13) Gopalakrishnan, G. et al. (2007): Monitoring subsurface contamination using tree branches. *Ground Water Monitoring and Remediation*, 2(1), 65-74.
- (14) Hieke, K. (2008): Encyklopedie jehličnatých stromů a keřů, *Computer Press a.s., Brno*, 248.

- (15) Holm O, Rotard W, Trapp S, Dési R (2011): Guide to Phytoscreening - Using tree core sampling and chemical analyses to investigate contamination in the groundwater and soil, On behalf of the Terra-, Aqua- and Site Remediation. *Centre of Competence Leipzig – TASK, 1-27.*
- (16) Holm, O. et Rotard, W. (2011): Effect of Radial Directional Dependences and Rainwater Influence on CVOC Concentrations in Tree Core and Birch Sap Samples Taken for Phytoscreening Using HS-SPME-GC/MC, *Environmental Science & Technology, 45,9604-9610.*
- (17) Horáček, P. (2007): Encyklopedie listnatých stromů a keřů, *Computer Press a.s., Brno.*
- (18) Houston Durrant, T., de Rigo, D. et Caudullo, G. (2016): Pinus Sylvestris in Europe: distribution, habitat, usage and threats. *Publication Office of the European Union, Luxembourg.*
- (19) Irwin, R. J. (1997): Environmental contaminants encyclopedia, Trichloroethylene entry, *National Park Service, Water Resources Division, Fort Collins, Colorado.*
- (20) Ježek (2015): Geostatistika a prostorová interpolace, *Nakladatelství Karolinum, Praha.*
- (21) Kielhorn, J. et al. (2000): Vinyl Chloride: Still a Cause for Concern, *Environmental Health Perspectives, 108(7), 579-588.*
- (22) Lacina, P., Steinová, J. et Dvořák, V. (2016): Aplikace různě modifikovaných forem nZVI při in-situ sanaci podzemních vod kontaminovaných chlorovanými etheny, *Technická univerzita v Liberci, Liberec, 20(2), 166-175.*
- (23) Larsen, M. et al. (2008): Using Tree core samples to monitor natural attenuation and plume distribution after a PCE spill. *Environmental Science Technology, 42(5), 1711-7.*
- (24) Lee, J. (2008): Tetrachloroethylene (PCE), *Development Support Document, 127-18-4.*
- (25) Limmer, M. A. et al. (2011): Phytoscreening for Chlorinated Solvents Using Rapid in Vitro SPME Sampling: Application to Urban Plume in Verl, Germany, *Environmental Science Technology, 45(19), 8276-82.*
- (26) Löffler, F.E., Ritalahti, K.M. et Zinder, S.H. (2012): Dehalococoides and Reductive Dechlorination of Chlorinated Solvents, *Environmental Remediation Technology.*
- (27) MacKay, A. A. et Gschwend, P. M. (2000): Sorption of monoaromatic hydrocarbons to wood, *Environmental Science & Technology, 34(5), 839-845.*
- (28) Mdlovu, N.V. et al. (2018): In-situ reductive degradation of chlorinated DNAPLs in contaminated groundwater using polyethyleneimine-modified zero-valent iron nanoparticles, *Department of Chemical Engineering and Materials Science/Environmental Technology Research Center, Taiwan, 224, 816-826.*

- (29) MUDr. Kožíšek, F. (2001): NRC pro pitnou vodu, *Státní zdravotní ústav*, Praha.
- (30) Nielsen, M. A. et al. (2011): Test of Tree Core Sampling for Screening of Toxic Elements in Soils from a Norwegian Site, *International Journal of Phytoremediation*, 14(4), 315-19.
- (31) Okalebo, J.R., Gathua, K. W. et Woomeer, P.L. (2002): Laboratory Methods Of Soil And Plant Analysis: A Working Manual, *TSBF-CIAT and SACRED Africa, Kenya*, 88.
- (32) Ottosen, C.B. et al. (2018): Phytoscreening for Vinyl Chloride in Groundwater Discharging to a Stream, *Groundwater Monitoring & Remediation*, 38(1), 66-74.
- (33) Pavlík, T et Dušek, L. (2011): Biostatistika, *Akademické nakladatelství CERM, s.r.o Brno*.
- (34) Požgaj, A. et al. (1997): Struktura a vlastnosti dřeva, *Príroda a.s., Bratislava*.
- (35) Rein, A. et al. (2015): Comparison of Phytoscreening and Direct-Push-Based Site Investigation at a Rural Megasite Contaminated with Chlorinated Ethenes, *Groundwater Monitoring & Remediation*, 45-56.
- (36) Saiyari, D.M. et al. (2018): A review in the current developments of genus Dehalococcoides, its consortia and kinetics for bioremediation options of contaminated groundwater, *Sustainable Environment Research*, 149-157.
- (37) Samuels, G.B. (1999): Enduring Roots: Encounters with Trees, History, and the American Landscape. *Rutgers University Press*, 214.
- (38) Saunders, O. et Buob, T. (2017): Soil Testing for Environmental Contaminants, *University of New Hampshire*, 1-6.
- (39) Sheehan, E.M. et al. (2012): Time-Weighted Average SPME Analysis for in Planta Determination of cVOCs, *Environmental Science & Technology*, 3319-3325.
- (40) Scherer, M. M. et al. (2007): Sustainability of Long-Term Abiotic Attenuation of Chlorinated Ethenes, *University of Iowa, Iowa*, 1-47.
- (41) Schumacher, J.G., Struckhoff, G.C. et Burken, J.G. (2004): Assessment of subsurface chlorinated solvent contamination using tree cores at the Front Street site and a former dry cleaning facility at the Riverfront Superfund Site, New Haven, Missouri, 1999–2003: *U.S. Geological Survey Scientific Investigation*, Report 2004-5049: 35.
- (42) Sorek, A. et al. (2008): „Phytoscreening“: The Use of Trees for Discovering Subsurface Contamination by VOCs, *ACS Publications*, 42(2), 536-542.
- (43) Thomas, P. (2014): Trees: Their Natural History, *Cambridge University Press*.
- (44) Tobiszewski, M. et Namiesnik, J. (2012): Abiotic degradation of chlorinated ethanes and ethenes in water, *Environmental Science and Pollution Research*, 19(6), 1994-2006.

- (45) Trapp, S. et al. (2007): A Guide to Vegetation Sampling for Screening of Subsurface Pollution, *Biotool project GOCE*.
- (46) Vroblesky, D. A. (2008): User's Guide to the Collection and Analysis of Tree Cores to Assess the Distribution of Subsurface Volatile Organic Compounds, *U.S. Geological Survey Scientific Investigations Reports*, Report 2008-5088, 11-38.
- (47) Vroblesky, D.A, Nietch, C.T. et Morris, J.T. (1999): Chlorinated Ethenes from Groundwater in Tree Trunks, *Environmental Science & Technology*, 33(3), 510-151.
- (48) Vroblesky, D.A. et al. (2010): Ground Water Chlorinated Ethenes in Tree Trunks: Case Studies, Influence of Recharge, and Potential Degradation Mechanism, *Groundwater Monitoring & Remediation*, 24(3), 124-138.
- (49) Vyhláška Ministerstva zdravotnictví ČR č.376/2000 Sb.
- (50) Wittlingerova, Z. et al. (2013). One-year measurements of chloroethenes in tree cores and groundwater at the SAP Mimon Site, Northern Bohemia. *Environmental Science and Pollution Research*, 20,834-847.