

Odstranění NEL, BTEX ze  
saturované zóny v prostoru  
Balakomu a.s. Opava  
Komárov

Bc. Zuzana Miosgová

Diplomová práce  
2006



Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně  
Fakulta technologická

*Vložit oficiální zadání bakalářské práce*

Chtěla bych poděkovat svému vedoucímu Ing. Miroslavu Minaříkovi za odborné vedení, cenné připomínky a rady, které mi poskytoval v průběhu vypracování mé diplomové práce. Také děkuji kolektivu firmy INPOST, především Ing. Vlastimilu Píšíčkovi za vytvoření výborných pracovních podmínek a rodině za všestrannou pomoc při studiu.

Souhlasím s tím, že s výsledky mé práce může být naloženo podle uvážení vedoucího diplomové práce a ředitele ústavu. V případě publikace budu uvedena jako spoluautor.

Prohlašuji, že jsem na celé diplomové práci pracovala samostatně a použitou literaturu jsem citovala.

Ve Zlíně, 25. 05. 2006

.....

podpis

## RESUMÉ

### Anotace česky

Diplomová práce se zabývá problematikou odstraňování NEL a BTEX ze saturované zóny. Tato práce shrnuje technologie čerpání podzemních vod, čištění vod a zemin kontaminovaných NEL a BTEX, včetně dočištění saturované a nesaturované zóny.

Předmětem této diplomové práce je vyhodnotit optimální technologii čerpání a čištění vod, dále stanovit optimální režim čerpání podzemních vod a stanovit optimální typ čistícího zařízení pro čerpané vody kontaminované NEL a BTEX v prostoru firmy Balakom, na základě dřívějších měření. Dále monitorovat zájmové území a stanovit možnosti dočištění lokality.

**Klíčová slova:** NEL, BTEX, saturovaná zóna, sanace, čerpání, stripování, gravitační odlučovač, biodegradace, bioventing.

### Anotace anglicky

The thesis deals with aspects of non-polar extractable substances and BTEX removal from a saturated zone. The paper summarizes technological solutions concerning water pumping, water treatment, and treatment of soil with non-polar extractable substances and BTEX contamination, including secondary treatment of both saturated and unsaturated zones.

Based on previous measurements, the purpose of the present study was to evaluate optimal technology of water pumping and sanitation as well as to determine optimal regime of water pumping and optimal type of water treatment for the pumped waters contaminated by non-polar extractable substances and BTEX in the area of the Balakom company. Monitoring of the designated area and determination of possible secondary treatment was also carried out.

**Keywords:** non-polar extractable substances, BTEX, saturated zone, sanitation, pumping, air stripping, gravity separator, biodegradation, bioventing.

# OBSAH

ÚVOD.....	7
<b>1 TEORETICKÁ ČÁST.....</b>	<b>9</b>
<b>1.1 Rozbor řešené problematiky .....</b>	<b>9</b>
1.1.1 Kontaminace podzemních vod .....	9
1.1.2 Kontaminace zeminy .....	10
<b>1.2 Charakteristika polutantů vyskytujících se na lokalitě .....</b>	<b>12</b>
1.2.1 Nepochybně extrahovatelné látky ( NEL ).....	12
1.2.2 Benzen, toluen, ethylbenzen, xylen ( BTEX ).....	14
1.2.3 Migrace polutantu .....	15
<b>1.3 Obecné zásady sanačních technologií .....</b>	<b>16</b>
1.3.1 Satureovaná zóna .....	17
1.3.2 Nesatureovaná zóna .....	30
<b>1.4 Shrnutí .....</b>	<b>34</b>
<b>1.5 Cíle diplomové práce.....</b>	<b>35</b>
<b>2 EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST.....</b>	<b>36</b>
<b>2.1 Popis zájmové lokality.....</b>	<b>36</b>
2.1.1 Geomorfologie.....	36
2.1.2 Geologie .....	36
2.1.3 Hydrogeologie .....	36
2.1.4 Hydrologie.....	37
<b>2.2 Stručný chronologický popis prací v Balakomu.....</b>	<b>37</b>
2.2.1 Vrtné práce .....	37
2.2.2 Sanační čerpání .....	37
2.2.3 Geofyzikální průzkum.....	38
<b>2.3 Popis sanační jednotky.....</b>	<b>39</b>
<b>2.4 Použité chemikálie.....</b>	<b>41</b>
2.4.1 Kalibrační roztoky.....	41
2.4.2 Kalibrační plyny .....	41
<b>2.5 Přístroje a zařízení .....</b>	<b>41</b>
• Hladinový měřič G-10, Geospol Uhřetová, ČR.....	41
• Digitální pH metr, HI 98113 Piccolo plus, HANNA Instruments, UK.....	42
• Přístroj pro měření Eh: GPRT 1400 AN, Mess und Regeltechnik, Germany.....	42
• OXYMETR MKT 44A, INSA, ČR.....	43
• Přístroj pro měření plynů: ANAGAS GA 94, Geotechnical Instruments, UK .....	43
<b>2.6 Pracovní metodiky a vyhodnocení .....</b>	<b>43</b>
2.6.1 Optimalizace režimu čerpání podzemních vod .....	43
2.6.2 Stanovení optimálního typu čistícího zařízení čerpaných vod.....	44
2.6.3 Stanovení zachyceného kontaminantu v aktivním uhlí .....	44
2.6.4 Stanovení NEL a BTEX .....	44
2.6.5 Stanovení základních nutrientů v podzemní vodě.....	45
2.6.6 Stanovení počtu kultivovatelných heterotrofních a degradujících mikroorganismů v podzemní vodě .....	45
2.6.7 Stanovení pH .....	45
2.6.8 Stanovení redox potenciálu a výpočet rH faktoru .....	45
2.6.9 Stanovení kyslíku .....	46
2.6.10 Stanovení půdních plynů a výpočet rychlosti biodegradace .....	46
<b>3 VÝSLEDKY A DISKUSE.....</b>	<b>48</b>
<b>3.1 Výběr optimální technologie čerpání a čištění kontaminovaných vod.....</b>	<b>48</b>
<b>3.2 Optimalizace režimu čerpání podzemních vod.....</b>	<b>49</b>

<b>3.3</b>	<b>Optimální typ čistícího zařízení čerpaných podzemních vod.....</b>	<b>50</b>
<b>3.4</b>	<b>Monitoring zájmového území pro možnosti dočištění .....</b>	<b>52</b>
3.4.1	Přehled čerpaného množství podzemních vod a zachyceného množství volné fáze....	52
3.4.2	Množství kontaminantu zachyceného v AU.....	55
3.4.3	Výsledky laboratorních analýz vzorků vod.....	56
3.4.4	Základní nutrienty v podzemní vodě .....	57
3.4.5	Počet heterotrofních a degradujících mikroorganismů v podzemní vodě .....	58
3.4.6	Měření pH a redox-potenciálu v podzemní vodě .....	58
3.4.7	Měření respiračních plynů.....	59
3.4.8	Možnosti dočištění .....	60
	<b>ZÁVĚR.....</b>	<b>61</b>
	<b>SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY .....</b>	<b>63</b>
	<b>SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK .....</b>	<b>66</b>
	<b>SEZNAM OBRÁZKŮ .....</b>	<b>68</b>
	<b>SEZNAM TABULEK .....</b>	<b>70</b>
	<b>SEZNAM PŘÍLOH.....</b>	<b>71</b>

## ÚVOD

Voda je neobnovitelným přírodním zdrojem, který zaujímá klíčové postavení v životě člověka. S rostoucím počtem obyvatel roste také její spotřeba a lidská činnost se stále více negativně projevuje na kvalitě vody v říčních tocích, přírodních nádržích i mořích. Do popředí se stále více dostává problém zajištění dostatečného množství pitné vody a odvádění a čištění vzniklých vod odpadních (1).

Na území České republiky je více než polovina zdrojů pitné vody tvořena vodou povrchovou. Ochrana vod je tudíž nezbytnou podmínkou udržení jejich dobrého stavu. V 90. letech došlo k výraznému zlepšení stavu vodního prostředí v důsledku zrychlení tempa výstavby čistíren odpadních vod a také poklesu průmyslové a zemědělské výroby. Kvalita vody v tocích se výrazně zlepšila, problémem zůstávají některé polutanty, zejména fosfor a kovy. Většina čistíren na našem území pracuje na principu mechanicko-biologického stupně čištění (2).

Čistírny odpadních vod odvádí a čistí vody odpadní a vyčištěné je vypouští do povrchových toků. Cílem je dosažení stavu, kdy vyčištěná voda je srovnatelná vzhledově i svou jakostí s kvalitou vody v přírodě. Tento proces musí probíhat v souladu s platnými právními předpisy, které stanovují jak limitní koncentrace znečištění, tak i nepřekročitelné množství znečištění vypouštěného do recipientu. Za překročení limitů je provozovatel kanalizace pokutován. Z hlediska provozovatele čistírny je cílem provádět čištění odpadních vod v rámci finančních možností a nezanedbat žádnou z možností zlepšení chodu tohoto zařízení (3).

Jednu z nejvýznamnějších složek organického znečištění vod tvoří extrahovatelné látky. Jedná se o sloučeniny málo rozpustné ve vodě a dobře rozpustné v organických rozpouštědlech. Tyto z chemického hlediska různorodé sloučeniny lze dělit podle polaritý molekul na polární (největší zastoupení mají lipidy, k nimž patří tuky a rostlinné oleje) a na nepolární (1).

Nepolární extrahovatelné látky (NEL) patří mezi důležité ukazatele znečištění odpadních vod, jejichž limity jsou součástí vodoprávních rozhodnutí státních orgánů.

V areálu podniku Balakom, a.s. (Podvihovská 12, 747 70 Opava 9 – Komárov, IČ: 60792213) proběhla v minulých letech sanace znečištěného horninového prostředí a podzemních vod organickými polutanty. Do konce 02/2003 bylo z areálu závodu odstraněno cca 76 977,4 l volné fáze NEL. V celém areálu podniku byly dosaženy určené sanační limity. Při IG průzkumu v sousedství budovy č. 20 (sklad výrobků) v listopadu 2002 firmou GEOVA s.r.o. – Ostrava bylo zjištěno znečištění zemin v hloubce 3,5 m p.t. Na základě této skutečnosti provedla firma INPOST, spol. s r.o. (Havlíčková 6, 686 01 Uherské Hradiště, IČ: 00568023) průzkum této oblasti, tak aby byl zjištěn rozsah kontaminace a množství kontaminovaných podzemních vod a zemin. Zpráva o průzkumu byla předložena a projednána na kontrolním dnu 25.4.2003. Na tomto kontrolním dnu bylo rozhodnuto o vypracování dodatku č. 5 k projektu sanačních prací, jehož předmětem byla sanace nově zjištěného zdroje kontaminace (staré ekologické zátěže) a podzemních vod u objektu č. 20. Tento dodatek č. 5 byl schválen v lednu 2004 FNM ČR.

V 03/2004 byly zahájeny technické práce dle dodatku č. 5 a od 1.5.2005 bylo započato sanační čerpání z nově realizovaných vrtů HSV-11, HSV-12 a HSV-13.

Pro sanační práce jsou platné limity stanovené ČIŽP (rozhodnutí ČIŽP OI Ostrava ze dne 15.5.1995 č.j. 9/OV/300/95/Pom,Cr). Rozhodnutí - povolení k čerpání znečištěných podzemních vod za účelem snížení jejich znečištění a k jejich následnému vypouštění do těchto vod, popř. do vod povrchových (č.j. ŽPZ/8909/03/HI ze dne 9.12.2003) (4).



# 1 TEORETICKÁ ČÁST

## 1.1 Rozbor řešené problematiky

### 1.1.1 Kontaminace podzemních vod

Chemická kontaminace podzemních vod je stav, kdy došlo k zhoršení kvality podzemní vody přímým nebo nepřímým působením člověka, a to i v případě, že nebyly překročeny limity stanovené pro jednotlivé složky. Míru kontaminace je třeba posuzovat vždy vzhledem k zvolenému nebo požadovanému kritériu (limity uvedené v určitém předpisu, správním rozhodnutí, závěrech analýzy rizika apod.) Jde tedy o hodnotu relativní, kdy pro určité účely bude daná míra kontaminace podzemní vody nevýznamná (např. jako technologická průmyslová voda), pro jiné účely (např. jako voda pitná) bude naopak voda již nepoužitelná. Chemickou kontaminaci podzemních vod mohou způsobovat anorganické i organické látky. Řada z nich je v určitém množství přirozeně přítomna v přírodním prostředí a často i v hodnotách vysoce překračujících požadavky např. na pitnou vodu, tento stav však nelze označit jako kontaminaci podzemní vody. Naopak řada jiných látek (především látky organické apod.) jsou pouze umělého původu, jejich sebemenší výskyt v prostředí je důkazem jeho kontaminace (2, 3).

Žádný, ať sebepodrobnější rozbor vody není rozbohem úplným, protože možných chemických látek je nesčetné množství. Analýza vody se proto dělá cíleně, tzn. že se při ní zjišťují předem stanovené látky.

V oblasti ochrany podzemních vod se požadavky na analytické práce odvíjejí dvěma směry:

- buď vycházejí ze seznamu ukazatelů kvality vody uvedených ve vyhláškách nebo v technických normách a dalších předpisech
- nebo se provádí úzce zaměřená analýza vody (např. v případě průzkumu kontaminace) na konkrétní kontaminant (nebo skupinu kontaminantů), který je v prostředí předpokládán. Je třeba mít na zřeteli, že kontaminující látka často ovlivňuje i výskyt jiných látek, příp. další fyzikálně-chemické vlastnosti podzemní vody, proto je třeba důkladně zvážit rozsah potřebných analýz pro co nejúplnější

poznání stavu znečištění a probíhajících procesů v podzemní vodě souvisejících s kontaminací (1).

Hodnocení výsledků jakosti podzemních vod za rok 2004 se vzhledem k požadavkům rámcové směrnice EP a Rady 2000/60/ES, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (Rámcová směrnice), orientovalo zejména na nebezpečné látky. ČHMÚ provedlo srovnání naměřených hodnot ukazatelů jakosti podzemních vod s hodnotami mezí stanovitelnosti, hodnotami kritérií A, B a C podle Metodického pokynu odboru pro ekologické škody MŽP – kritéria znečištění zemin a podzemní vody z roku 1996 (2).

Hodnoty pro jednotlivé látky jsou uvedené ve 3 úrovních:

**Kritéria A** odpovídají přibližně přirozeným obsahům sledovaných látek v přírodě (v souvislosti s uzančně stanovenou mezí citlivosti analytického stanovení). Pokud kritéria A nejsou překročena, nejedná se o znečištění, ale o přirozené obsahy sledovaných látek.

**Kritéria B**. Uměle zavedená kritéria, která jsou pro sledované látky daná přibližně aritmetickým průměrem kritérií A a C. Překročení kritérií B se posuzuje jako znečištění, které může mít negativní vliv na zdraví člověka a jednotlivé složky životního prostředí. Je třeba shromáždit další údaje pro posouzení, zda se jedná o významnou ekologickou zátěž a jaká jsou rizika s ní spojená.

**Kritéria C**. Při odvození kritérií C byly zohledněny fyzikálně - chemické, toxikologické, ekotoxikologické popř. další (např. senzorické) vlastnosti látek. Kritéria C pro zeminu jsou uvedena pro jednotlivé typy plánovaného užití území. Překročení kritérií C představuje znečištění, které může znamenat významné riziko ohrožení zdraví člověka a složek životního prostředí. Závažnost rizika může být potvrzena pouze jeho analýzou. Doporučené hodnoty cílových parametrů pro asanaci v závislosti na výsledku analýzy rizik mohou být i vyšší, než jsou uvedená kritéria (2).

Je třeba zdůraznit, že se jedná o nezávazná kritéria, která pouze slouží jako výchozí data pro celý proces analýzy rizika dané kontaminace. Teprve na základě výsledků analýzy rizika a technicko-ekonomické studie mohou být stanoveny závazné limity, nutnost sanace a její cílové parametry (3).

### 1.1.2 Kontaminace zemin

Za zeminu je považována sypká nebo slabě zpevněná, snadno rozpojitelná hornina.

Pomineme-li fyzikální zásahy do zemin způsobené např. odtěžováním a navážením materiálu, a tím změnu původní přírodní skladby zeminy, je nejčastějším důsledkem antropogenního působení kontaminace zeminy cizorodými látkami.

Výsledkem vstupu cizorodých látek do zeminy je vznik uměle vytvořeného systému, s velmi proměnlivými vlastnostmi. Distribuce cizorodých látek v zemině je ovlivňována řadou faktorů:

- typem cizorodé látky
- koncentrací cizorodé látky
- formou výskytu v zemině
- stabilitou cizorodé látky v zemině

Nejčastěji jsou z hlediska výskytu cizorodých látek v zeminách obsaženy těžké kovy a dále anorganické soli, látky ropného původu, organická rozpouštědla a odmašťovadla na bázi aromatických a chlorovaných alifatických uhlovodíků, tenzidy, polyaromatické uhlovodíky, fenolické látky, dehty, pesticidy a herbicidy a látky typu PCB. Za cizorodé látky mohou být považovány i mnohé inertní materiály - popel, škvára, popílek, stavební suť a pod (1).

Z hlediska koncentrace pokrývají cizorodé látky pět až šest řádů. Obvykle se jejich obsahy pohybují v rozmezí  $10^{-1}$  až  $10^{-3}$  mg.kg<sup>-1</sup>zeminy. S ohledem na vlastnosti cizorodých látek (s přihlédnutím k vlastnostem konkrétního typu zeminy) lze očekávat určitý stupeň interakce cizorodé látky se zeminou a jejími složkami. V některých případech se cizorodé látky mohou stát prakticky organickou součástí zeminy (v důsledku chemické reakce, iontové výměny, sorpce), v jiných případech cizorodá látka v původní formě může pouze vyplňovat prostor mezi částicemi zeminy, může se uvolnit do půdní atmosféry (2, 3).

S vlastnostmi cizorodých látek a charakterem zeminy souvisí i forma výskytu. Vedle původní formy výskytu se může cizorodá látka významně měnit v důsledku chemických, fyzikálních a biochemických reakcí (hydratace, hydroxilace, změna oxidačního stupně, tvorba nerozpustných sloučenin apod.). Aktuální forma přítomnosti cizorodé látky v zemině při tom může být rozhodujícím faktorem působení kontaminované zeminy na další složky životního prostředí (1).

Dalším problémem je určitý stupeň heterogenity výskytu cizorodých látek, která je ovlivněna jednak vlastnostmi cizorodé látky a vlastnostmi zeminy (složení, propustnost, reaktivita jednotlivých složek apod.) a dále způsobem vstupu cizorodé látky do zeminy, kde rozlišujeme:

- a) plošný spad na povrch zeminy
- b) přítok podzemními vodami
- c) únik z podzemních nádrží
- d) jednorázové havárie na povrchu
- e) dlouhodobé průsaky z nezabezpečených skládek
- f) zanášení cizorodých látek aplikací hnojiv (čistírenské kaly)
- g) velkoplošná povrchová kontaminace zeminy průmyslovou činností (1).

V podmínkách České republiky (legislativně podloženo) je kontaminace (znečištění) zemin sledována u:

- zemědělsky využívaných půd
- starých ekologických zátěží (2).

Za kontaminaci je tedy považován stav, kdy v důsledku lidské činnosti se v zemině, podzemní vodě nebo v jiné složce životního prostředí vyskytují chemické látky pro dané prostředí cizorodé svojí podstatou, koncentrací nebo množstvím (1).

## 1.2 Charakteristika polutantů vyskytujících se na lokalitě

### 1.2.1 Nepolární extrahovatelné látky ( NEL )

Ropnými látkami se označují uhlovodíky a jejich směsi, které jsou při teplotě + 40°C ještě tekuté. Ropné látky patří do skupiny nepolárních uhlovodíků analyzovaných jako nepolární extrahovatelné látky – **NEL**.

Z technického hlediska lze ropné uhlovodíky rozdělit do 4 skupin:

- benzíny (směs uhlovodíků C<sub>4</sub> až C<sub>12</sub>): Obsahují alkany, izoalkany, cyklopentany, cyklohexany, benzen a jeho homology.

- petroleje (směs uhlovodíků  $C_{12}$  až  $C_{18}$ ). Obsahují alkany, izoalkany, alkylnaftyleny,, alkylbenzeny, dicykloalaky, tricykloalkany, vyšší aromatické uhlovodíky, kondenzované PAU a nekondenzované PAU.
- plynové oleje (směs uhlovodíků  $C_{16}$  až  $C_{24}$ ). Ve srovnání s petroleji je v plynových olejích zastoupeno více cyklických a cykloaromatických uhlovodíků a méně alkanů, izoalkanů a nealkylovaných aromatických uhlovodíků.
- mazací oleje (směs uhlovodíků  $C_{24}$  až  $C_{40}$ ). Z jednotlivých typů uhlovodíků převládají alkylycykloalkany s jedním delším a několika krátkými alkyly (5).

Ropné uhlovodíky jsou lehčí jak voda a jejich rozpustnost v ní a mísitelnost s ní závisí na celé řadě faktorů. S rostoucí teplotou se rozpustnost ve vodě zvyšuje, s rostoucím obsahem solí a s délkou uhlíkatého řetězce jednotlivých uhlovodíků klesá (5).

Výskyt ropných látek :

- 1) v prostorech pórů
- 2) sorbované na tuhé částice
- 3) rozpuštěné ve vodě
- 4) NAPL – plovoucí fáze na hladině vod

Mobilita polutantů závisí na vlastnostech polutantů (hustota, tlak par a hydrofobicita) a na vlastnostech prostředí (geologické podmínky, hydrologie podzemní vody, mineralogické složení půd apod.). Většina složek obsažených v ropných látkách má hustotu menší než voda a proto se může nejčastěji vyskytovat jako plovoucí fáze na hladině vody, zvané v angličtině LNAPL – light non-aqueous phase liquids (6).

K tvorbě filmu na hladině vody dochází při koncentraci ropných uhlovodíků nad  $0,1$  až  $2 \text{ mg.l}^{-1}$ . Ropný film zhoršuje přestup kyslíku z atmosféry do vody, čímž jsou negativně ovlivněny samočisticí procesy. Přítomnost ropných uhlovodíků ve vodě se projevuje ovlivněním její chuti a pachu, a to již při koncentracích  $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$ . Jejich toxický vliv na vodní organismy je různý. NEL podléhají ve vodě za určitých podmínek mikrobiologickému rozkladu (7).

Rychlost biochemické degradace ropných látek je ovlivněna přítomností a druhem mikroorganismů ve vodě, teplotou, koncentrací a typem ropného znečištění, koncentrací toxických a biogenních prvků a obsahem kyslíku. Mikroorganismy nejnárodněji rozkládají n-alkany, u aromatických uhlovodíků začíná degradace nejdříve na postranním řetězci. Rychlost odbourávání je u jednotlivých aromatických uhlovodíků různá, poměrně labilní jsou naftaleny a nejstabilnější jsou 3 – 4 jaderné aromáty. Vliv na rychlost biochemické degradace má i velikost povrchu ropných kapiček, emulgací je možné ji zvýšit o 1 – 2 řády. Biologické odbourávání ropných látek v aerobním prostředí ve svrchních vrstvách vody (kde probíhá i chemická oxidace vlivem slunečního svitu) probíhá asi 10 x rychleji než rozklad v sedimentech. Protože rychlost degradace je ovlivněna zejména množstvím přítomných živin (N,P), je možné urychlit likvidaci ropného znečištění (7).

Mnohé alifatické a aromatické uhlovodíky jsou biologicky obtížně rozložitelné. Jejich zvýšené koncentrace se nacházejí v odpadních vodách z výroby, skladování a distribuce ropných látek, z mazutových výtopen, strojírenského průmyslu, zejména při mechanickém opracování kovů, odmašťování předmětů a kalení, dále z lakoven, opraváren motorových a kolejových vozidel aj. V biologické ČOV jsou NEL odstraněny s velkou účinností, při čemž je třeba počítat spíše s adsorpcí na biologický kal než s biologickým rozkladem (8).

### 1.2.2 Benzen, toluen, ethylbenzen, xylen ( BTEX )

#### **Benzen $C_6H_6$**

Bezbarvá, snadno vznětlivá kapalina; bod tání 5,53 °C, bod varu 80,1 °C; rozpustnost ve vodě 0,82 g l<sup>-1</sup> při 22 °C. BSK<sub>5</sub> = 0,5, BSK<sub>c</sub> = 1,15, CHSK = 3,07.

Vyskytuje se v odpadních vodách ze základní organické syntézy, z petrochemických závodů a také z výroby nátěrových hmot, syntetických usní apod.

Podle toxikologického ukazatele je pro vodárenské toky stanoven NPK 0,5 mg l<sup>-1</sup> pro vodní toky s chovem ryb 0,5 mg l<sup>-1</sup>. NPK na vstupu do biologické čistírny činí 100,0 mg l<sup>-1</sup> a na přítoku do anaerobní stabilizace kalu pak 200,0 mg l<sup>-1</sup> (9).

#### **Toluen $C_7H_8$**

Bezbarvá kapalina s pachem po benzínu; bod tání -94,991 °C, bod varu 110,8 °C; rozpustnost ve vodě 0,47 g l<sup>-1</sup> při teplotě 16 °C. BSK<sub>5</sub> = 0,19, BSK<sub>c</sub> = 1,10, CHSK = 1,87.

Vyskytuje se v odpadních vodách z výroby nátěrových hmot, elektroizolačních materiálů, ethylenu a propylenu, polyesterů akrylové a methakrylové kyseliny a syntetických voňavek. V odpadních vodách z výroby formaldehydových pryskyřic se toluen vyskytoval v koncentraci 500 – 700 mg l<sup>-1</sup>.

Podle organoleptického ukazatele je pro vodárenské toky stanovena NPK 0,5 mg l<sup>-1</sup>, pro vodní toky s chovem ryb 0,5 mg l<sup>-1</sup>. Pro odpadní vody při biologickém čištění by NPK neměla převýšit koncentraci 200 mg l<sup>-1</sup> a na odtoku z kanalizační čistírny koncentraci 15 mg l<sup>-1</sup> (9).

### ***Ethylbenzen C<sub>8</sub>H<sub>10</sub>***

Bezbarvá kapalina s benzenovým pachem; bod tání -94 °C, bod varu 136,2 °C; rozpustnost ve vodě 140 mg l<sup>-1</sup> při teplotě 15 °C.

Vyskytuje se v odpadních vodách organických syntéz, z výroby syntetického kaučuku a meziproduktů, plastů, syntetických vláken aj.

Podle organoleptického ukazatele se pro vodní toky stanoví NPK 0,01 mg l<sup>-1</sup> (9).

### ***Xylen C<sub>8</sub>H<sub>10</sub>***

Bezbarvé, snadno vznětlivé kapaliny, rozpustnost ve vodě 0,015 hmot.%. BSK<sub>5</sub> = 0,98, CHSK = 3,17.

Vyskytují se v odpadních vodách z organických syntéz, z výroby syntetického kaučuku, nátěrových hmot, syntetických vláken a také z rafinerií ropy, farmaceutického průmyslu, z výroby celulosy aj.

Podle organoleptického ukazatele je pro vodárenské toky stanovena NPK 0,05 mg l<sup>-1</sup>, pro vodní toky s chovem ryb 0,05 mg l<sup>-1</sup> a pro odpadní vody při biologickém čištění 7 mg l<sup>-1</sup> (9).

## **1.2.3 Migrace polutantu**

Ropné uhlovodíky se v horninovém prostředí nejprve šíří vlivem gravitace vertikálním směrem dolů u průlinově propustných kolektorů. U puklinových systémů je trajektorie mnohem složitější závislá na směru puklin apod.

Během šíření nesaturovanou zónou může docházet k sorpci ropných látek, především na organickou složku zemin.

Jakmile ropné uhlovodíky narazí na nepropustnou nebo méně propustnou vrstvu, ale zejména na hladinu podzemní vody, dochází již k převážně horizontálnímu proudění.

Ve vodě se mohou šířit nejen po hladině podzemní vody (volná fáze ropných látek), ale mohou se šířit také v rozpuštěné či emulgované formě a to vždy ve směru proudění podzemní vody.

Půdním vzduchem se šíří především mobilnější (těkavější) frakce ropných uhlovodíků (1).

### 1.3 Obecné zásady sanačních technologií

Vlastnímu sanačnímu zásahu předcházejí následující činnosti:

1. zjištění znečištění
2. průzkum znečištění
3. analýza rizik a stanovení cílových parametrů
4. ekonomicko-technická studie proveditelnosti
5. rozhodnutí správního orgánu a výběr sanační firmy (10).

Sanační metody můžeme rozdělit na tři základní druhy:

- aktivní metody sanace, směřující k odstranění kontaminantu z prostředí
- pasivní metody sanace, které stabilizují kontaminant v prostředí či jiným způsobem eliminují jeho nebezpečnost, příp. sledují přirozené probíhající procesy v geologickém prostředí
- řízené monitorované znečištění, což je stav, kdy kontaminaci není možné sanovat, probíhá pouze monitoring a příprava na řešení případné havarijní situace v budoucnosti (10).

Sanace má v zásadě tři neoddělitelné součásti:

- a) sanace zdroje znečištění
- b) sanace saturované zóny
- c) sanace nesaturované zóny



### 1.3.1 Saturovaná zóna

Metody sanace saturované zóny můžeme rozdělit na metody *in situ*, tj. sanaci na místě, pod povrchem a *ex situ*, tj. po vyčerpání kontaminovaných vod či vytěžení kontaminovaných zemin proběhne jejich dekontaminace (10).

Základními metodami sanace podzemních vod jsou tzv. hydraulické metody. Pod tímto termínem rozumíme takové metody sanace, které souvisejí se zásahem do režimu proudění podzemních vod.

Při řešení konkrétní situace jde často o kombinaci nejrůznějších metod a přístupů. Sanace podzemních vod je téměř vždy záležitost dlouhodobá, často trvající roky, s tím souvisí i značná finanční náročnost (10).

#### 1.3.1.1 Metody sanace *in situ*

##### **Sanační čerpání**

Sanační čerpání je charakterizováno svým režimem, který zahrnuje:

- čerpací objekty, jejich druh a počet
- čerpaná množství a snížení hladin podzemní vody v jednotlivých objektech
- hloubka zapuštění čerpadel, způsob čerpání a provozu, umístění dalších zařízení ve vrtu (hladinové spínače, měřiče různých parametrů, někdy i dekontaminační zařízení )
- pozorovací objekty
- intervaly měření potřebných údajů ke kontrole sanace
- stanovení místa a způsobu vypouštění vody
- pokyny pro řešení technických poruch a havárií
- předpis dekontaminace vody, provoz dekontaminačních zařízení, kontrola jejich účinnosti

Je velmi důležitým úkolem odpovědného řešitele průběžně vyhodnocovat účinnost sanačního čerpání a provádět potřebné změny jeho parametrů podle aktuální situace. Lze tak výrazně zefektivnit sanaci (10).

Nevýhodou čerpání je neúčinnost pro kontaminanty shromážděné v úrovni kolísání hladiny podzemní vody na rozhraní saturované a nesaturované zóny a dále v obnažené zóně po snížení hladiny podzemní vody vlivem sanačního čerpání. Při snížení hladiny podzemní vody může volný produkt původně se vyskytující na hladině podzemní vody zdánlivě zmizet, protože zůstane zachycen v nesaturované zóně. Ta nebývá v dosahu sanačního čerpání v klasickém provedení (11).

- Ochranné čerpání

S ochranným čerpáním se nejčastěji setkáme v podobě dočasné nebo trvalé hydraulické clony, kterou můžeme definovat jako uměle vyvolanou změnu proudění podzemní vody za účelem ochrany území ve směru původního proudění. Primární funkcí zde není sanace, ale ochrana dosud nezasáženého území. Můžeme vyčlenit 2 hlavní typy ochranného čerpání:

1. k zamezení šíření znečištění do okolí nad stávající rozsah kontaminovaného území (většinou je toto ochranné čerpání realizováno jako druhá, nutná funkce sanačního čerpání znečištěných vod). Těžko bychom zdůvodnili sanační čerpání, při kterém by docházelo k dalšímu šíření kontaminace do okolí. Ze své podstaty jde o hydraulickou clonu radiální, kdy vzniká deprese hladiny podzemní vody s centrem v ohnisku znečištění (nebo lépe řečeno v místech sanačních čerpaných objektů)
2. liniová hydraulická clona zabraňuje vtoku kontaminantu do chráněného území (např. do ochranného pásma vodního zdroje). Clona je vytvářena linií čerpacích vrtů, jejichž depresní kužely se překrývají. Toto ochranné čerpání zabraňuje dalšímu postupu kontaminace, neřeší však problém v centru znečištění. Může mít dokonce negativní dopad – urychlí migraci znečištění od zdroje směrem k čerpacím vrtům, zvláště v případech, kdy v ohnisku kontaminace neprobíhá sanační zásah (10).

- Pozitivní hydraulická bariéra

Dostatek vody např. ze sanačního čerpání se využije k vytvoření nové umělé rozvodnice měnící směr proudění podzemní vody často se např. používá jako zábrana na čele kontaminačního mraku k usměrnění jeho dalšího pohybu. Pozitivní hydraulická clona však na rozdíl od čerpací bariéry nezamezuje dalšímu šíření kontaminantu, protože ten může

tuto bariéru ze stran obtékat. Proto se zpravidla kombinuje s linií čerpaných vrtů (liniové ochranné sanančí čerpání) k zvýšení účinnosti tohoto systému (10).

### **Biodegradace**

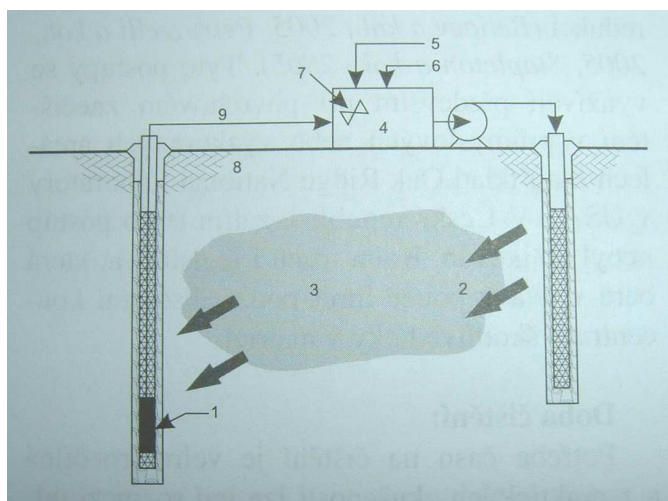
Existuje velké množství bakterií, které jsou schopné rozkládat organické látky (uhlovodíky). Jsou prakticky všudypřítomné a jejich činnost je často řízeně využívána pro sanaci znečištění horninového prostředí a podzemních vod různými organickými látkami (10).

Základní podmínky pro aplikaci biodegradace, které musí být splněny jsou: přítomný polutant nebo polutanty musí být biologicky rozložitelné, polutanty musí být biologicky dostupné, v ošetřovaném prostředí nesmějí působit inhibiční faktory, přítomné nebo dodané mikroorganismy musí mít zajištěny podmínky pro všechny fyziologické funkce nezbytné k rozkladu nebo biotransformaci polutantu – dostatek terminálního akceptoru elektronů, makrobiotických (dusík, fosfor) a mikrobiotických prvků (především draslík, hořčík, mangan, železo atd.), pH a redox potenciál prostředí, vhodnou teplotu, dostatek vlhkosti. Podle druhu oxidačně redukčních reakcí vedoucích k rozkladu či biotransformaci polutantu a typu konečného akceptoru elektronů se biologické pochody rozdělují na aerobní, které probíhají v přítomnosti kyslíku (kyslík je terminálním akceptorem elektronů v probíhajících enzymatických reakcích), a anaerobní, kterých se kyslík nezúčastňuje a konečným akceptorem elektronů je jiný iont (například železitý, dusičnanový, sulfátový). Pro sanační účely se v převážné míře využívají aerobní pochody (biologická oxidace), protože jsou podstatně rychlejší než anaerobní, produkty aerobního rozkladu organických polutantů jsou ve většině případů oxid uhličitý, voda, mikrobiální biomasa a uvolněné teplo (aerobní rozklad organických látek je exotermní reakce) a většina organických polutantů je za aerobních podmínek rozložitelná. Anaerobní biologický rozklad či biotransformace se využívá jen v několika málo případech: když polutant je v maximálním oxidačním stupni, takže aerobní rozklad již není možný (muselo by dojít k porušení termodynamických zákonů), když polutant je snadno biologicky rozložitelný v přítomnosti alternativních akceptorů elektronů (například některé monoaromatické uhlovodíky za denitrifikačních podmínek), což přináší výrazné snížení nákladů na sanaci, nebo tehdy, když pobíhá dočištění nízkých zbytkových koncentrací polutantů a doba potřebná na dočištění není

významná. Produkty anaerobního biologického rozkladu nebo transformace nejsou často jednoznačné, jsou velice citlivé na podmínky, ve kterých biologické procesy probíhají, a zahrnují velké množství sloučenin od jednoduchých, jako je methan, oxid uhličitý či vodík, až po složité látky vzniklé biotransformací původních polutantů, jejichž přesná chemická struktura je velmi často neznámá (12).

Vyšší a složitější uhlovodíky (větvené, cyklické, aromatické, deriváty uhlovodíky apod.) podléhají rozkladu pomaleji a za činnosti více skupin bakterií. Protože většinou nejsou v horninovém prostředí splněny optimální podmínky života bakterií (redox potenciál, pH, teplota, kyslík, živiny), nebo jsou dokonce přítomny toxické látky pro bakterie (naftenové kyseliny, kovy, halogenové sloučeniny), celý biodegradační proces se může výrazně zpomalit (10).

Směsná kultura *Pseudomonas putida* s *P. fluorescence* se používá pro snížení BTEX v kontaminované vodě. Rychlost biodegradace BTEX se zvýší s rostoucí BTEX koncentrací. Pro benzen, byla zjištěna maximální biodegradační rychlost 265 mg/l/h. Pro toluen byla zjištěna rychlost 100 mg/l/h (13).



Obr. č. 1: Schéma podpory biodegradace zapouštěním roztoků živin do vrtů s recirkulací (14)

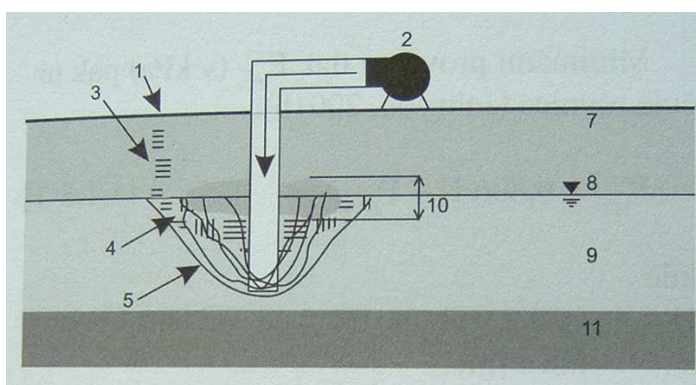
1 – ponorné čerpadlo, 2 – roztok živin, 3 – kontaminovaná zemina, 4 – příprava roztoku živin, 5 – voda, 6 – živiny, 7 – míchadlo, 8 – úroveň terénu, 9 – recirkulace vody

**Air sparging (vystřelování vzduchem)**

Air sparging je sanační metoda, která snižuje koncentrace těkavých kontaminantů sorbovaných na zeminy nebo rozpuštěných v podzemní vodě. Používá se pro remediace podzemní vody kontaminované benzenem, toluenem, etyl-benzenem, xylenem (BTEX) a pro další rozpuštěné ropné látky. Při použití air spargingu je saturovaná zóna obohacována o přetlakový vzduch (kyslík). Vzduch je do prostředí dodáván injektáží vzduchu pod tlakem do podzemní vody, tím se zvětší plocha rozhraní voda-vzduch a těkavé složky z vody snadněji přecházejí do vzduchu, který je v nenasycené zóně odsáván např. ventingem. Sekundárním efektem air spargingu je podpora bakteriálních procesů dodáním kyslíku do prostředí (15, 16).

Pro air sparging je dobré, když půda v pásmu nasycení je pórovitá, aby umožnila injektovanému vzduchu únik nahoru do nenasycené zóny. Air sparging, proto pracuje efektivněji v místech s hrubozrnnou půdou, jako je písek a štěrk (16, 17).

Výhodou air spargingu je nízká energetická náročnost i pořizovací náklady. Metoda je aplikovatelná v zóně kapilární třásně a kolísání hladiny. Nebezpečí kolmatace kolektoru. Tuto technologii nelze použít v podmínkách nízké permeability, při přítomnosti horizontálních, málo propustných vrstev v nenasycené zóně a při velkých hloubkách (18).



Obr. č. 2: Schéma air spargingu (19)

1 – únik ropných látek, 2 – vtažení vzduchu, 3 – zbytková kontaminace, 4 – rozpuštěný kontaminant, 5 – vzduchové kanály, 6 – nepropustné vrstvy, 7 – nenasycená zóna, 8 – hladina podzemní vody, 9 – nasycená zóna, 10 – silně kontaminovaná zóna, 11 – nepropustná vrstva

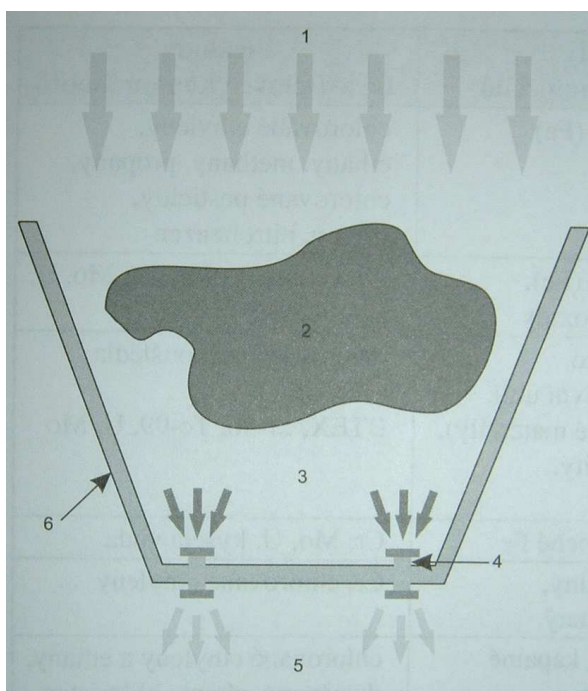
### **Podzemní nepropustné bariéry**

Instalaci podzemních nepropustných bariér řadíme mezi metody pasivní. Jedná se o nepropustné prvky bránící zcela (v celém profilu zvodně) šíření kontaminace nebo

zčásti (v zóně kolísání podzemní vody). Mohou celou kontaminovanou lokalitu inkapsulovat (uzavřít) nebo být situovány jako polozavřené nebo liniové do směru šíření podzemních vod (v tomto případě je nutno je kombinovat s dalšími metodami – např. sanační čerpání). Nepropustné stěny mohou být konstruovány ze směsi bentonitu a jílu nebo také z ocelových štítů. Systém bariér by měl být zaveden tak, aby úplně zamezil migraci polutantů (20).

### **Podzemní propustné bariéry**

Opět se jedná konstrukčně o nepropustné stěny s propustnými úseky tzv. branami. Tyto brány jsou instalovány zpravidla napříč proudnice vycházející ze zdroje kontaminace. Nepropustné úseky podzemních stěn směrují podzemní vodu do propustných bran. Brány jsou částečně permeabilní, umožňují průchod vody a polutanty odstraňují. Odstraňování nebo snižování koncentrace polutantů v tělese bran je způsobeno výplní těchto bran různými činidly (chelataující účinky), sorbenty, Fe, mikroorganismy apod. Polutanty jsou pak chemicky nebo biologicky rozloženy příp. zadrženy v koncentrované formě (20).

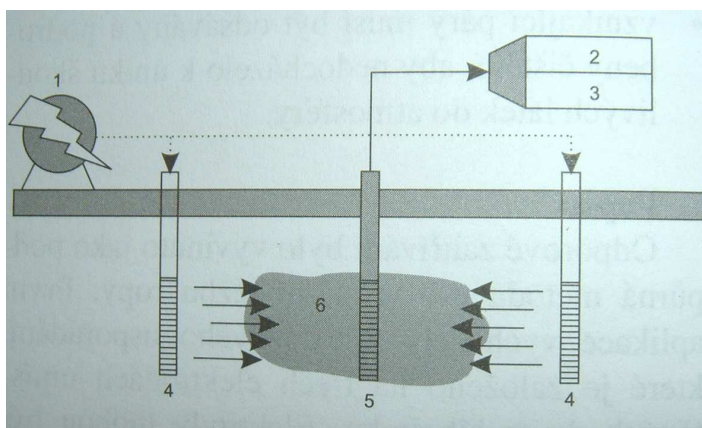


**Obr. č. 3: Princip propustné bariéry (12)**

1 – tok podzemní vody, 2 – znečištěná zóna, 3 – znečištěná voda, 4 – reaktivní brána, 5 – upravená voda, 6 – těsnící podzemní stěna

### Propařování

Ohřátím kontaminované podzemní vody horkou vodou či lépe parou na 90°C až 320°C se výrazně zvýší těkavost daných organických látek a současně se sníží jejich sorpční schopnost na horninové prostředí a dochází tak k jejich zvýšenému úniku ve formě plynu. Plynnou formu polutantu je možno následně zachytit z nenasurované zóny např. ventingem (17).



Obr. č. 4: Propařování vodní parou (21)

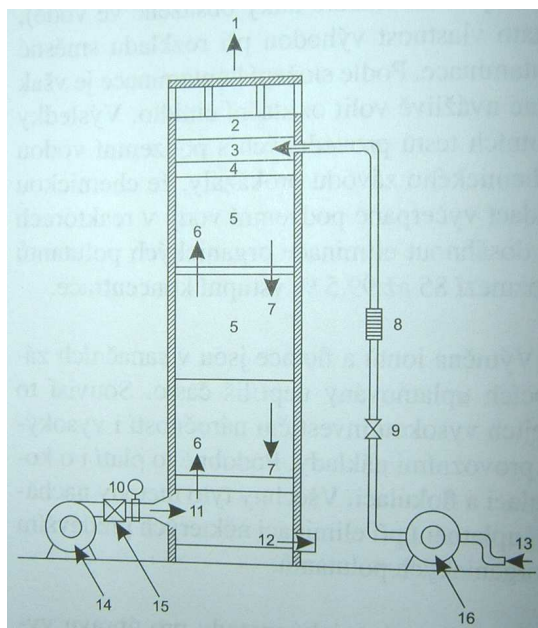
1 – vyvíječ páry, 2 – čištění par, 3 – čištění čerpané vody, 4 – vstříkávání páry, 5 – čerpání, 6 – ohnisko znečištění

#### 1.3.1.2 Metody sanace ex situ

### Stripování

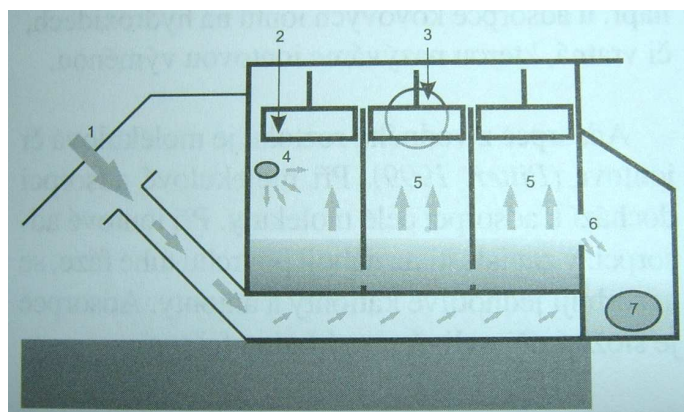
Stripování vzduchem je provozní technologie, která využívá k oddělení těkavých organických látek z podzemní vody plyn. Využívá se rychlého vzrůstu měrného povrchu vody, který vzniká rozstříkáváním vody do kapiček. Aerační reaktory stripují těkavé organické látky probubláváním vzduchu v reaktoru, kterým protéká kontaminovaná voda. Aerační reaktory využívají k probublávání stlačený vzduch, což umožňuje velmi dobrý kontakt plynu z vodou. Dostatečný čas pro aeraci je zabezpečen zapojením několika reaktorů za sebou. Výhodou aeračních tanků proti stripovacím kolonám je jejich velikost (menší než 2 m), zatímco stripovací kolony dosahují 5 až 12 m. Aerační tanky jsou zase oproti stripovacím kolonám méně účinné.

Vysoká účinnost, nízká spotřeba energie a provozní náklady (8).



Obr. č. 5: Schéma konvenční stripovací věže (22)

1 – výstup vzduchu na filtr, 2 – odmlžovač, 3 – distributor vody, 4 – distribuční přepážka, 5 – výplňový materiál, 6 – vzduch, 7 – voda, 8 – vodoměr, 9 – ventil, 10 – průtokoměr, 11 – vstup vzduchu, 12 – výstup vody, 13 – přítok vody, 14 – ventilátor, 15 – šoupě, 16 – čerpadlo



Obr. č. 6: Schéma horizontálního difuzního provzdušňovače (22)

1 – vstup vzduchu z ventilátoru, 2 – odmlžovač, 3 – odvod vzduchu na filtr, 4 – vstup vody, 5 – vzduch nasycený škodlivinami, 6 – přepad vody, 7 – odtok vody

### Gravitační oddělení

Metoda využívá různé měrné hmotnosti vody a polutantů omezeně rozpustných ve vodě. V jednotlivých přepážkách odsazovacích nádrží s potřebnou dobou zdržení se vyčerpaná voda s polutanty odsazuje. Doba zdržení je závislá na měrné hmotnosti



kontaminantu – čím je větší rozdíl mezi měrnou hmotností vody a kapalného kontaminantu, tím menší je nutná doba zdržení v průtokovém odlučovači pro jeho odloučení. Minimální doba zdržení by měla být cca 1 až 2 hodiny dle typu odlučovače. Účinnost metody u emulzí je dána typem a dobou zdržení v nádrži (23).

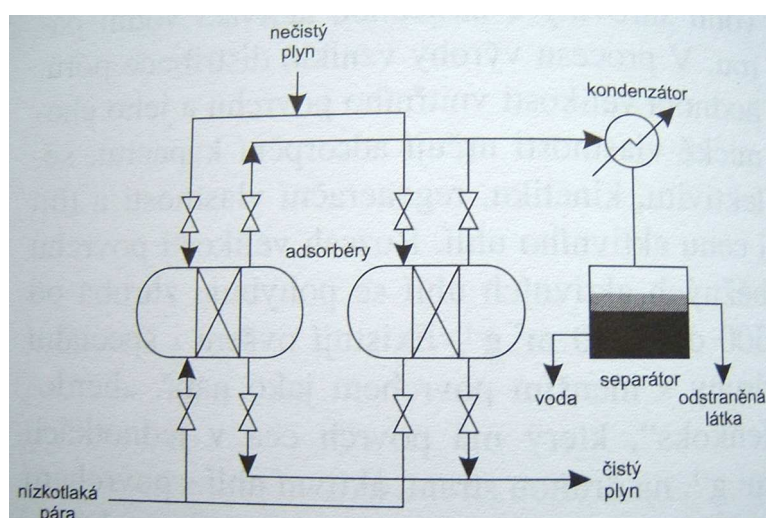
Produkty plovoucí na hladině jsou selektivně odčerpávány, nebo jsou sbírány manuálně. Fáze proudí k odběrovým místům vlivem soustředěného sběru (čerpání) a gravitace. Pouze částečná dekontaminace vlivem působení kapilárních sil (24).

Finančně nenáročná metoda. Nelze separovat látky ve vodě rozpuštěné. Někdy je potřebná doba zdržení dlouhá.

### Adsorpce

Pro separaci z podzemních vod adsorpce je využívána vysoká sorpční schopnost některých látek. Jedná se o celou škálu materiálů jako např. Chezacarb (saze), dřevní hmota (piliny), aktivní uhlí, rašelina, hydrofobizované hmoty (Vapex, Perlit), upravená umělá vlákna (Fibriol), zeolity apod.

Pro nízké koncentrace kontaminantu a nízké průtoky se jedná o vysoce účinnou metodu (až 95%). Při použití aktivního uhlí jde o finančně náročnější metodu, protože se jedná o nákladnější sorpční materiál. Použití adsorpce je možné pouze pro nižší koncentrace polutantů (25).



Obr. č. 7: Základní schéma adsorpčního zařízení s regenerací vodní párou (26)

### **Biodegradace**

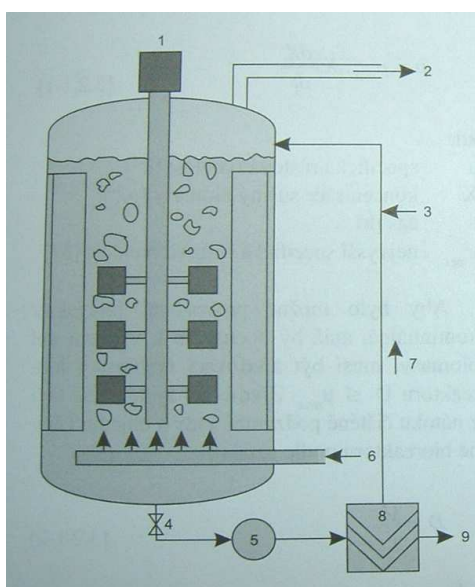
Kontaminovaná podzemní voda vyčerpaná na povrch se přivádí do bioreaktorů, kde jsou optimalizované podmínky pro biologické odbourávání polutantů. Pro čištění ropných uhlovodíků a paliv, fenolů a dalších organických látek se především používají aerobní bioreaktory.

Použití bioreaktorů k čištění vyčerpané podzemní vody má několik omezujících aspektů:

- Koncentrace polutantů, jež slouží jako růstový substrát pro mikroorganismy, je v podzemní vodě často nedostatečná na to, aby zajistila dostatečný růst mikroorganismů, a proto je třeba přidávat do bioreaktoru růstový substrát;
- Pokud jsou stanoveny velmi nízké limity čištění, může nastat situace, že požadovaná limitní koncentrace je tak nízká, že ji nelze biologickým čištěním dosáhnout; mikroorganismy jsou schopné využívat substrát jen do určité koncentrace, při jejím dosažení se spotřeba substrátu zastaví; pokud je limit sanace nižší než tato mezní koncentrace mikroorganismů pro příjem substrátu, nelze limitu biologickým čištěním dosáhnout;
- V některých případech je třeba ošetřovat i plyny vycházející z bioreaktoru, protože mohou obsahovat některé nebezpečné látky;
- Nízké teploty podstatně zpomalují biologické reakce a tím dochází ke snižování rychlosti odbourávání a účinnosti procesu, zvyšují se tak náklady na sanaci;
- Je-li třeba podzemní vodu přehřívat a zvyšovat teplotu při biologickém odbourávání, může to znamenat neúnosné zvyšování nákladů;
- Vysoké koncentrace polutantů mohou vést k inhibici enzymatických reakcí a kolapsu biologického odbourávání;
- Při vysokých koncentracích snadno biologicky rozložitelného znečištění hrozí nedostatečná rychlost přestupu kyslíku a limitace tímto konečným akceptorem elektronů při aerobním odbourávání polutantů.

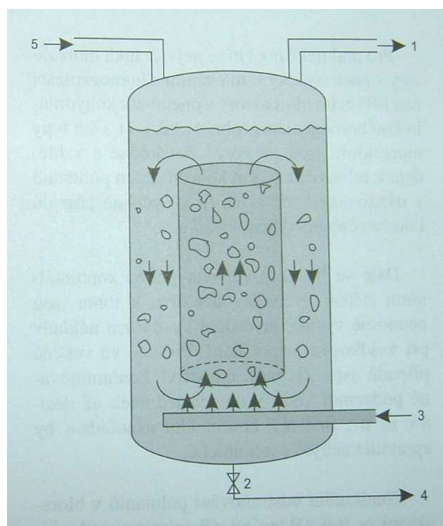
Biologické odbourávání a biotransformace organických polutantů v bioreaktorech je technologie využívána nejen k čištění kontaminovaných podzemních vod, ale i průmyslových odpadních a průsakových skládkových vod. Odbourávání polutantů v bioreaktorech se ve většině případů provádí za aerobních podmínek, tedy v přítomnosti kyslíku, který slouží jako konečný akceptor elektronů pro biologické oxidační pochody. Hlavním důvodem k tomuto řešení je, že aerobní biologické procesy jsou podstatně rychlejší, byť je tento způsob provozně nákladnější než anaerobní odbourávání. Aby byly zajištěny aerobní podmínky v bioreaktoru, je třeba do něj instalovat účinné provzdušňování a dosáhnout dostatečné rychlosti přestupu kyslíku do kontaminované vody. Při aerobních procesech by teoreticky mělo docházet k rozkladu organických polutantů až na oxid uhličitý a vodu za současné tvorby mikrobiální biomasy (12).

Bioreaktor je potřeba vybavit měřením a regulací, které zajistí udržení dostatečné koncentrace rozpuštěného kyslíku. Ta by při aerobním odbourávání neměla klesat pod  $1 \text{ mg.l}^{-1}$ . Teplota by se měla pohybovat v rozmezí  $15^\circ - 22^\circ\text{C}$ . Optimální pH by mělo být v rozmezí 6 – 8. Minimální koncentrace makrobiotických prvků (dusík, fosfor) závisí na mikroorganismech odbourávajících znečištění, pro dusík se pohybuje limitní koncentrace kolem  $1 \text{ mg.l}^{-1}$ , pro fosfor kolem  $0,05$  až  $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$  (26).



Obr. č. 8: Mechanicky míchaný bioreaktor (27)

1 – motor, 2 – odplyny, 3 – nátok kontaminované podzemní vody, 4 – ventil, 5 – čerpadlo, 6 – dodávka vzduchu, 7 – recyklace biomasy, 8 – separátor, 9 – vyčištěná voda



*Obr. č. 9: Bioreaktor s pneumatickohydraulickou homogenizací a samonasávacím válcem (27)*

*1 – odplyny, 2 – ventil, 3 – přívod vzduchu, 4 – vyčištěná voda s mikrobiální biomasou, 5 – přívod kontaminované podzemní vody*

### ***Odstředění***

K separaci jednotlivých složek se využívá odstředivé síly. Pro sanační práce se využívá minimálně. Nejvíce se používá při úpravách technologických vod nasycených kontaminujícími látkami (28).

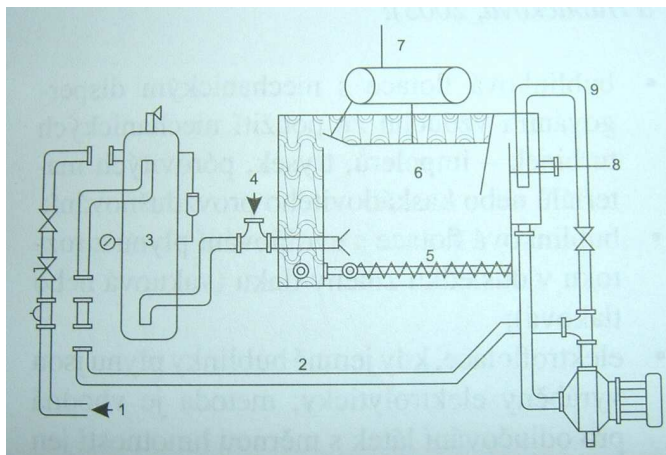
### ***Destilace***

Kapalné složky směsi jsou oddělovány podle rozdílného bodu varu.

Možnost spolehlivého použití pro širokou škálu polutantů. Jedná se o energeticky náročnější metodu (29).

### ***Flotace***

Kontaminovaná voda se provzdušňuje. Do reaktoru se přidává flokulační činidlo. Vzduchové bubliny na sebe vážou pak hydrofobní látky a vynáší je nahoru, kde na hladině vzniká postupným nabohacováním mineralizovaná pěna (30).



Obr. č. 10: Schéma flotátoru s využitím vzduchu z kompresoru pro tvorbu bublin

(12)

1 – stlačený vzduch, 2 – recykl, 3 – vzdušník, 4 – nátok odpadní vody, 5 – shrabování sedimentu, 6 – prostor flotace, 7 – sběr vyflotované pěny, 8 – vyčištěný odtok, 9 – obtok

### **Chemické postupy**

Existuje celá řada používaných chemických postupů. Mezi nejpoužívanější patří srážení a koagulace.

Při srážecích metodách je velmi důležité dosáhnout optimální pH (8-9). Pod pH = 8 se nevytvářejí vločky a nad pH = 9 vzniká jen těžko sedimentující hydroxid hlinitý. Použitím železitých solí možno dosahovat větší rozpětí pH = 9 – 9,5. Při další biologické úpravě je třeba pH příslušně upravit. Čistící efekt dosahuje 90 – 99 % odstranění oleje. Vzplývavé látky se odstraní na 60 – 70 % a snížením obsahu BSK<sub>5</sub> je 30 – 50 %. Při použití solí železa vzniká za přítomnosti sirovodíku toxický siričkatý železnatý, který je škodlivý pro mikroorganismy (1, 17).

### **Reverzní osmóza**

Prolínáním molekul vody přes polopropustnou membránu z prostředí více koncentrovaného do méně koncentrovaného dochází k postupnému odseparování veškerých látek původně ve vodě obsažených. Tento proces probíhá překonáním osmotického tlaku pomocí vysokotlakých čerpadel (17).

Dochází k odseparování veškerých látek. Před reverzní osmózou musí voda projít procesy filtrace a demineralizace. Pro její průběh musí být vyvíjeny vysoké tlaky. V případě přerušení procesu dochází k zanesení membránových modulů. Výsledným

produktem je chemicky čistá voda. Tyto důvody činí reverzní osmózu finančně náročnou a málo používanou (17).

### 1.3.2 Nesaturovaná zóna

Metody sanace nesaturované zóny můžeme rozdělit na metody *in situ*, tj. sanaci na místě, pod povrchem a *ex situ*, tj. po vytěžení kontaminovaných zemin a hornin proběhne jejich dekontaminace (10).

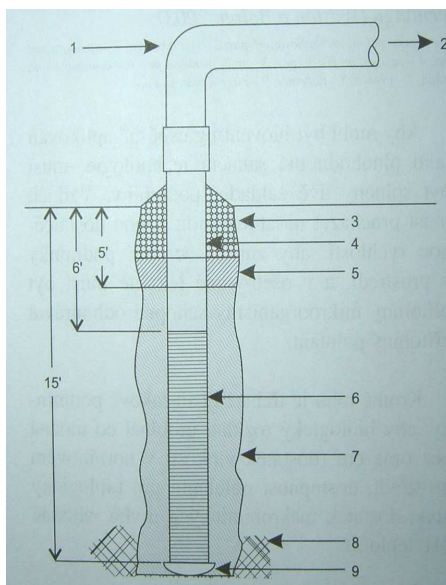
#### 1.3.2.1 Metody sanace *in situ*

##### **Venting**

Půdní venting (půdní vakuová extrakce) je jednou ze sanačních metod umožňujících dekontaminaci nesaturované zóny znečištěné těkavými organickými látkami. Tato technologie byla vyvinuta na základě analogie s technikami odstraňování organických látek těkajících ze zemin, podlah a zdiva a migrujících dovnitř budov (31).

Odsáváním půdního vzduchu z extrakčního vrtu odvětráváme z jeho okolí póry kontaminované zeminy. Vzniklý podtlak, jež je příčinou proudění, zároveň podporuje těkání a desorpci kontaminujících látek. V mikroměřítku probíhá pod povrchem řada složitých procesů, z nichž tři hlavní procesy rozhodující o účinnosti sanace jsou: chemické složení kontaminace, rychlost proudění vzduchu nesaturovanou zónou a průběhu proudových cest unášených par ve vztahu k umístění kontaminace. Vytékané organické látky jsou spolu se vzduchem soustředěny do vrtu a vynášeny na povrch. Na povrchu jsou v případě potřeby dále zpracovávány či, pokud to legislativa umožňuje, vypouštěny přímo do atmosféry (10).

Úspěšnost ventingu je závislá především na tenzi par kontaminujících látek, propustnosti kontaminované zeminy pro plyny a stáří kontaminace. Čím méně těkavé budou polutantů, méně propustná bude zemina a starší bude kontaminace, tím méně úspěšný bude venting na dané lokalitě (32).



Obr. č. 11: Konstrukce běžného ventingového vrtu – není provedeno v měřítku;  
15' - 4,5 m, 6' - 1,8 m, 5' - 1,5 m (33)

1 – PVC potrubí napojené na zhlaví vrtu, 2 – k vývěvě, 3 – cementové nebo bentonitové těsnění, 4 – PVC potrubí, pažení, 5 – bentonitové těsnění, 6 – perforované PVC potrubí, 7 – křemičitý písek, 8 – rostlý terén, 9 – koncový závěr

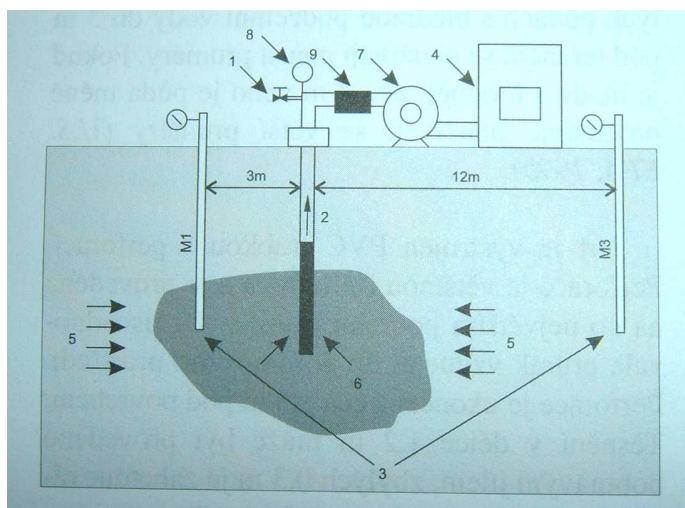
### **Biodegradace**

Viz výše.

### **Bioventing**

Jedná se o variantu ventingu spojenou s dodávkou živin potřebných pro stimulaci růstu bakterií, např. pomocí vsakované vody do prostředí. Bioventing slouží k obohacování nenasycené zóny kyslíkem s následnou stimulací aerobní biodegradace kontaminantu přirozenými nebo inokulovanými mikroorganismy. Nasazení bioventingu je zvažováno v případě, že je biodegradace kontaminantu na dané lokalitě limitována nedostatkem kyslíku. Kromě komplexní charakterizace jsou před použitím bioventingu prováděny speciální testy, zaměřené na ověření: deficiencie kyslíku na lokalitě, možnosti stimulovat aerobní degradaci přidávkou přetlakového vzduchu (kyslíku) a propustnosti půdní matrice pro plynnou fázi. Kyslíková bilance je vyhodnocena na základě měření. Možnosti stimulace aerobní degradace kontaminantu jsou posuzovány z výsledků laboratorních a respiračních testů. Propustnost půdy pro plynnou fázi je testována polními pokusy prováděnými přímo na lokalitě a je vyjádřena poloměrem dosahu pro

daný vrt, množstvím odsávaného/vtláčeného vzduchu a pod tlakem. Výše uvedené zkoušky umožní kvalifikovaný odhad účinnosti sanace technologií bioventing na konkrétní lokalitě. Množství injektovaného vzduchu je takové, aby zajistilo dostatečnou koncentraci kyslíku v půdním vzduchu, aby množství odvětrávaného polutantu bylo minimální. Doporučovány jsou průtoky od 1700 l/h do 2800 l/h (17).



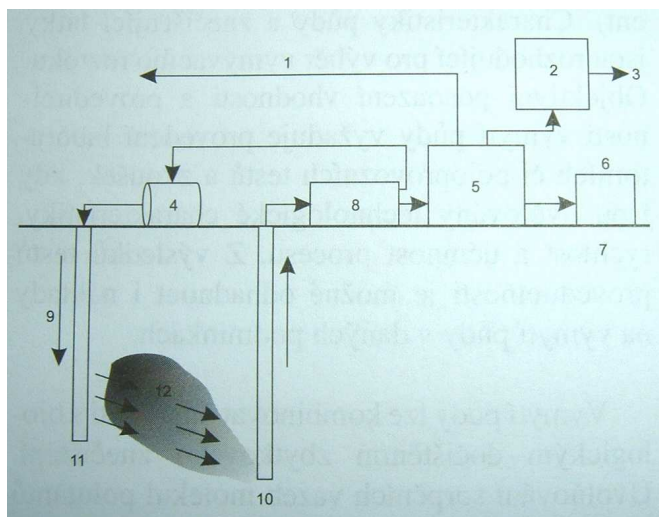
Obr. č. 12: Základní schéma uspořádání bioventingu (34)

1 – vzorkovací místo odtahovaných par, 2 – ventovací vrt, 3 – monitorovací vrt, 4 – zařízení na čištění par, 5 – směr proudění par, 6 – kontaminovaná půda, 7 – vývěva, 8 – tlakoměr, 9 – měření průtoku par

### **Promývání**

Nesaturovaná zóna a zóna kolísání hladiny podzemní vody jsou promývány vsakovanou vodou z povrchu, vsakovacími vrty, rýhami apod. Voda obohacená o vymyté kontaminanty je vyčerpána zpět na povrch nebo musí být použita některá z metod sanace podzemní vody *in situ*. K urychlení vymývacích procesů je možné použít další látky, např. detergenty (35, 36).





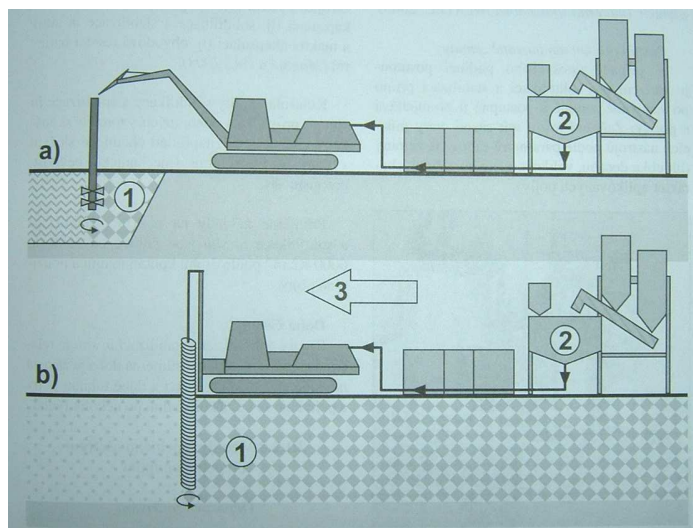
Obr. č. 13: Vymývání půdy v uspořádání in situ (37)

1 – vyčištěná voda, 2 – čištění odcházejících plynů, 3 – vyčištěné plyny, 4 – vymývací roztok, 5 – odstraňování vymytých polutantů, 6 – koncentrované polutanty, 7 – další čištění nebo likvidace, 8 – oddělovací zařízení, 9 – směs vymývacího roztoku a polutantů, 10 – čerpací vrt, 11 – zasakovací vrt, 12 – kontaminace

### 1.3.2.2 Metody sanace ex situ

#### **Solidifikace**

Jde o rozšířenou metodu úpravy kontaminovaných zemin, kterou se sníží hodnoty kontaminující látky ve vodném výluhu. Jde o nevratné navázání kontaminantu pevnými chemickými vazbami do vzniklé hmoty-solidifikátu. Prakticky jde o smísení kontaminované horniny s různými chemickými látkami (cement, vápno, jílové minerály, speciální přísady). Používá se zejména v případě zemin kontaminovaných kovy a ropnými látkami. Před vlastní aplikací solidifikace se obvykle provádí laboratorní testy na konkrétní zemině a na jejich základě se stanoví individuální receptura pro přípravu solidifikátu, aby bylo dosaženo optimální imobilizace kontaminantu (17).



Obr. č. 14: Schéma stabilizace a solidifikace in situ pro a) kalové laguny, b) kontaminované zeminy (12)

1 – po aplikaci stabilizace a solidifikace, 2 – příprava pojiv, 3 – postup sanace

### Skládkování

Nejjednodušší metoda, u nebezpečných odpadů a kontaminantů však dosti drahá, protože je nutno využívat skládky s nejvyšším stupněm zabezpečení. Některé odpady (např. zeminy s velmi vysokým obsahem kontaminantů) nelze na skládky ukládat podle platných předpisů vůbec, nebo jen po úpravě (např. solidifikaci) (10).

### Spalovny

Kontaminovaná zemina se spaluje ve spalovně za teploty odpovídající typu kontaminace. Lze použít pro organickou kontaminaci, při výskytu chlorovaných uhlovodíků se uvádí nejnižší potřebná teplota 1200°C, aby se zabránilo vzniku prudce toxických plynů (dioxiny). Běžné ropné uhlovodíky lze spalovat za běžných podmínek i v normální spalovně (10).

## 1.4 Shrnutí

Podle dostupné literatury jsem zjistila, že na odstranění NEL a BTEX existuje více používaných metod. Výběr metody závisí především na konkrétní kontaminované

lokalitě, hydrogeologických podmínkách, koncentraci a kvalitě kontaminantu, na množství kontaminované vody či zeminy a na ekonomických možnostech.

Mezi nejčastěji používané metody odstraňování NEL a BTEX patří čerpání, gravitační odlučovače, stripování, biodegradace, adsorpce, bioventing a solidifikace.

## 1.5 Cíle diplomové práce

Teoretická část diplomové práce popisuje problematiku odstraňování NEL a BTEX. Hlavní pozornost je věnována metodám sanace saturované zóny, především čerpání a čištění kontaminovaných vod a zemin. Stručně jsou popsány základní metody sanace nesaturované zóny.

Cílem diplomové práce je vyhodnocení optimální technologie čerpání a čištění vod, dále stanovení optimálního režimu čerpání podzemních vod a stanovení optimálního typu čistícího zařízení čerpaných vod kontaminovaných NEL a BTEX, na základě dřívějších měření. Dále monitorovat zájmové území a stanovit možnosti dočištění lokality. Tyto výsledky budou firmou INPOST použity k dočištění v areálu firmy Balakom.

## **2 EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST**

### **2.1 Popis zájmové lokality**

Zájmové území areál Balakom a.s. Opava – Komárov leží východně od Opavy, v místní části Komárov, nad pravým břehem řeky Opavy, jižně od železniční trati Opava – Ostrava, vyznačeno v příloze č.1 (4).

#### **2.1.1 Geomorfologie**

Z morfologického hlediska spadá toto území do Pootavské nížiny, která je součástí celku Opavská pahorkatina. Areál závodu je situován v prakticky rovinném terénu s nadmořskou výškou pohybující se kolem 243 m n.m. Samotný objekt č. 20 expedičního skladu je vyvýšen s nakládací rampou, pod níž navazuje odstavná a manipulační plocha (4).

#### **2.1.2 Geologie**

Areál závodu se nachází v oblasti výskytu hlavní terasy řeky Opavy. Skalní podloží je zde tvořeno horninami kulmu Nízkého Jeseníku zastoupenými hradeckými vrstvami, flyšovým souvrstvím s převahou psamitů. V oblasti Pootavské nížiny jsou kulmské horniny překryty neogenními sedimenty karpatské předhlubně zastoupenými mohutným komplexem badenských jíílů a vápnitých jíílů s občasnými polohami a vložkami písků.

V nadloží neogenních sedimentů se nacházejí kvarterní uloženiny, reprezentované cca 6 až 7 m mocným souvrstvím glaci-fluviálních štěrků, krytých povodňovými a sprašovými hlínami v mocnosti do cca 3,5 m. Jedná se o hrubé, písčité, nevytříděné štěrky s valouny o velikosti 0,2 až 15 cm. V materiálu valounů převládá kulmský materiál – droby, pískovce, břidlice a křemen. Místy jsou ve štěrcích vyvinuty polohy písčitého jíilu proměnlivé mocnosti.

V areálu závodu je povrch terénu zarovnan antropogenními hlinitými navážkami se škvárou a úlomky cihel o mocnosti až cca 1,5 m. Petrografický profil na lokalitě je uveden v příloze č. 2 (4).

#### **2.1.3 Hydrogeologie**

Území se nachází v hydrogeologickém rajónu 152 – Fluviální a glacienní sedimenty v povodí Opavy. V areálu je zvodnění vázáno na kvartérní glaci-fluviální

šterkopísky, které představují průlinově propustný kolektor. Podložní izolátor je tvořen neogenními jíly. Hladina podzemní vody je mírně napjatá. Koeficient filtrace šterků se pohybuje v rozmezí  $n \cdot 10^{-5}$  až  $n \cdot 10^{-4}$  m/s, koeficient transmisivity dosahuje řádově hodnot  $n \cdot 10^{-4}$  m<sup>2</sup>/s. Směr proudění podzemní vody je v přirozeném stavu k východu konformně se sklonem terénu, tj. k řece Opavě, která zde představuje místní erozivní a odvodňovací bázi (4).

#### **2.1.4 Hydrologie**

Zájmové území je součástí povodí Odry, blíže povodí Opavy. Areál se nachází v dolní části dílčího povodí 2-02-03-004 Hošťata s celkovou plochou 4,61 km<sup>2</sup>. Potok Hošťata pramení jižně od Komárovských Chaloupek v okrajové části Nízkého Jeseníku. Teče k severu až k jižnímu okraji Komárova, kde se stáčí k severovýchodu a po cca 1,5 km toku ústí zprava do Opavy východně od Komárova (4).

## **2.2 Stručný chronologický popis prací v Balakomu**

### **2.2.1 Vrtné práce**

Dne 29.3.2004 byla zahájena realizace 3 vystrojených sanačních vrtů (HSV-11, HSV-12 a HSV-13), které pro hlavního dodavatele sanačních prací firmu INPOST, spol. s r.o. realizovala v subdodávce firma Vodní zdroje Holešov, a.s. Po jejich realizaci bylo provedeno jejich geodetické zaměření. Oproti projektu byl po konzultaci se supervizí zvolen větší průměr vrtání 820 mm a ocelová výstroj se šterbinovou perforací  $\phi 324$  mm (bez nároku na navýšení finančních prostředků). Všechny vrty byly realizovány do 11 m p.t. a zhlaví ukončeno cca 0,7 m p.t. Vrty se nacházejí na exponovaných místech před nakládací rampou objektu skladu č. 20 a proto byly ukončeny šachticemi s poklopem, situace vrtů vyznačeno v příloze č.3 (4).

### **2.2.2 Sanační čerpání**

Dnem 1.5.2004 bylo zahájeno sanační čerpání a čištění podzemních vod a sběr volné fáze RU z hladiny z vrtů HSV-11 až HSV-13. V průběhu května 2004 byla testována v čerpaných vrtech různá ponorná čerpadla pro dosažení požadovaného výrazného snížení

hladiny podzemní vody tak, aby depresní kužel zasahoval celou předmětnou sanovanou oblast. Důležitým faktorem byla také chemická odolnost samotných čerpadel a přívodního elektrického kabelu proti BTEX. Po prvotním otestování zvodně a zjištění, že po vytvoření deprese se ve vrtech akumuluje významné množství volné fáze RU, byla zvolena 2 čerpadla LOWARA 12 GS 15 T ( $Q = 3 \text{ l/s}$ ,  $H = 27 \text{ m}$ ) a pro vrt HSV-13 1 čerpadlo LOWARA 4 SC 11 T ( $Q = 2 \text{ l/s}$ ,  $H = 20 \text{ m}$ ).

Těmito „spodními“ čerpadly byla vytvářena taková deprese, aby dosahovala na vnější hranici kontaminačního mraku. Trvalým čerpáním byla v čerpaných vrtech trvale vytvářena deprese s tím, že dosah depresních kuželů jednotlivých čerpaných vrtů se vzájemně překrývaly a tak zajišťovaly sběr z celého sanovaného prostoru a současně zajišťovaly intenzivní transport volné fáze RU k předmětným čerpaným vrtům. Tato volná fáze RU byla z takto vytvářené tkz. „dynamické statické hladiny“ sbírána ve vrtech HSV-11 až HSV-13 ručně (4).

### 2.2.3 Geofyzikální průzkum

Geofyzikální průzkum realizovala v subdodávce firma G Impuls Praha spol s r.o. ve dnech 2.-3.9.2004. Úkolem radarového měření bylo navázat na starší geofyzikální průzkum z dubna 2003, a tak přispět k lepšímu poznání geologických, resp. hydrogeologických poměrů lokality. Zvláštní pozornost byla věnována detekci kontaminovaných oblastí (výskyt volné fáze RU na hladině podzemní vody) a detekci stropu kolektoru, kde jsou ukryty akumulované volné fáze RU.

Měření proběhlo zejména v severním předpolí budov č. 19 a 20 (skladové plochy), tj. na panelové či asfaltové manipulační a odstavné ploše. Část prací proběhlo i na příjezdové cestě (od vrátnice, okolí vrtu HV-13) a mezi budovami č. 20 a č. 10.

Měření bylo provedeno s radarovou aparaturou SIR 10 (GSSI, USA) v režimu s anténním systémem 100 MHz a 500 MHz. Anténní systém 500 MHz se ukázal v průběhu prací jako méně účinný (hloubkový dosah, problémy s pronikáním elektromagnetických vln armaturou panelů), a proto byl upřednostněn systém 100 MHz.

Obdobně jako u klasického radaru dochází u zařízení pro geologické účely k vysílání elektromagnetických vln, které se odrážejí od geologických rozhraní. Před provedením těchto geofyzikálních měření bylo laboratorně zjištěno, že měrný elektrický odpor podzemní vody je  $18,5 \text{ ohm/m}$  na rozdíl od volné fáze RU (černá kapalina ředidel),

kteřá se chovala jako izolant. Tento poznatek vede k předpokladu, že kontaminované oblasti se mohou projevat jako výrazné odrazné struktury.

Interpretace stropu kolektoru tj. rozhraní vrchní jílovité polohy a podložní štěrkové polohy je prezentována ve dvou variantách a to v příloze č. 4 a č. 5. V příloze č. 4 se jedná o mapu izolinií hloubek tohoto rozhraní (stropu kolektoru), která je doplněna 3D zobrazením téhož v příloze č. 5. Strop kolektoru je mírně zvlňený a místy tvoří významné hydrogeologické pasti – tj. kapsy, ve kterých se akumuluje volná fáze RU.

Ze získaných dat lze soudit, že místo současné akumulace volné fáze RU je především pod budovou skladu č. 20. Kontaminace se evidentně koncentrují do míst elevací štěrkového kolektoru.

V rámci provedených průzkumných prací bylo upřesněno rozšíření kontaminace, které je zakresleno v příloze č. 6.

Celková plocha s nadlimitně kontaminovanými zeminami (nad 3 000 mg/kg suš.) je 7 660 m<sup>2</sup>. Mocnost kontaminované zeminy se pohybuje průměrně cca 2,0 m (od 1,1 do 3,5 m). Objem nadlimitně kontaminovaných zemin tak činí cca 15 320 m<sup>3</sup>.

### 2.3 Popis sanační jednotky

Čerpaná podzemní voda z vrtů HSV-11 až HSV-13 je přiváděna výtlačným potrubím (položeným pod povrchem odstavné plochy) do sanačního čistícího zařízení. Kontaminovaná voda je nejprve přiváděna na gravitační odlučovač, kde se z vody díky několika norným stěnám odstraní volná fáze, volná fáze je sbírána ručně, odtud je voda přiváděna do horní části stripovací věže, kde je rozstříkována tryskou do vlastní náplně stripovací věže tvořené PP prostorovou výplní. Výkonný ventilátor vhání do spodní části stripovací věže velké množství vzduchu. V prostorové výplni dochází k mnohanásobnému rozkládání padající vody do kapek a kapiček (dochází k mnohanásobnému zvětšení povrchu vody v podobě kapek) a tím také k požadovanému oddělení těkavých složek. Voda odtékající ze spodní části stripovací věže je tak předčištěna na podlimitní koncentrace povolené k vypouštění těchto vod. Těkavé látky (BTEX a NEL) jsou vynášeny proudem vzduchu vrchní částí stripovací věže do filtrů s aktivním uhlím, kde dochází k sorpci

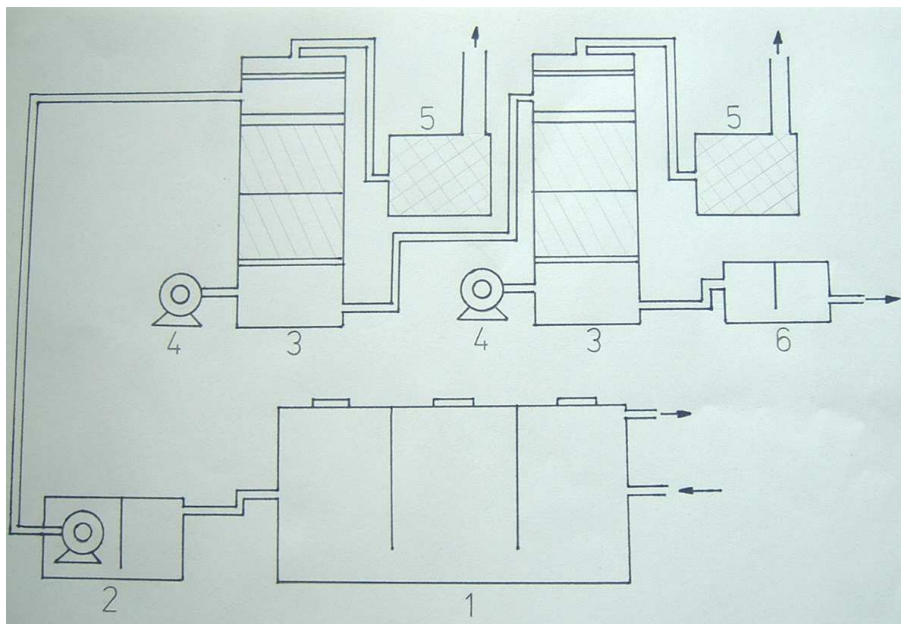
těkavých látek (BTEX, NEL) na povrch aktivního uhlí. Výstup z filtrů s aktivním uhlím je tvořen již předčištěným vzduchem .

Sanační jednotka je tvořena gravitačním odlučovačem 30 m<sup>3</sup> (zde jsou přivedeny všechny čerpané vody ze „spodních“ čerpadel). Odtud vody gravitačně odtékají pod nornou stěnou spodní výpustí do vyrovnávací 2 m<sup>3</sup> nádrže z níž jsou výkonným čerpadlem čerpány na celkem 3 stripovací věže. 2 stripovací věže o rozměrech cca 35x45x450 cm. Třetí výkonná stripovací věž je válcová o průměru cca 60 cm a délce cca 500 cm. Vzdušiny jsou čištěny na 3 filtrech s aktivním uhlím. Vody po předčištění a kontrole ve vyrovnávacích nádržích (v níž jsou instalovány stripovací věže) odtékají pod 2 nornými stěnami kanalizační přípojkou (uloženou pod povrchem odstavné plochy) do dešťové kanalizace a následně do melioračního kanálu Komárov, který ústí do řeky Opavy (4).



*Obr.č.15 : Sanační jednotka v prostoru Balakomu*





Obr. č.16 : Schéma sanační jednotky v prostoru Balakomu

1 – gravitační odlučovač, 2 – vyrovnávací nádrž s čerpadlem, 3 – stripovací věž, 4 – ventilátor, 5 – filtr s aktivním uhlím, 6 – gravitační odlučovač

## 2.4 Použité chemikálie

### 2.4.1 Kalibrační roztoky

- pH pufrů DURACAL™ od firmy Hamilton pH = 4,01 ± 0,01; pH = 7,00 ± 0,01
- Kalibrační roztok Redox 460 mV, Astralpool, Španělsko
- „Nulový roztok“ neobsahující rozpuštěný kyslík: 3% roztok NaSO<sub>3</sub>

### 2.4.2 Kalibrační plyny

- Plynná směs (5% CH<sub>4</sub>, 90% N<sub>2</sub>, 5% CO<sub>2</sub>), Linde Technoplyn, ČR.

## 2.5 Přístroje a zařízení

- Hladinoměr G-10, Geopol Uhřetov, ČR



Obr. č. 17: Hladinoměr G-10

- Digitální pH metr, HI 98113 Piccolo plus, HANNA Instruments, UK



Obr. č. 18: Piccolo plus pH tester

- Příklad pro měření Eh: GPRT 1400 AN, Mess und Regeltechnik, Germany



Obr. č. 19: GPRT 1400 AN

- **OXYMETR MKT 44A, INSA, ČR**



Obr. č. 20: Oxymetr MKT 44A

- **Přístroj pro měření plynů: ANAGAS GA 94, Geotechnical Instruments, UK**



Obr. č. 21: ANAGAS GA 94

## 2.6 Pracovní metodiky a vyhodnocení

### 2.6.1 Optimalizace režimu čerpání podzemních vod

Pro nalezení optimálního množství čerpaných vod byly provedeny čerpací testy.

Testovací období trvalo cca 2 měsíce (08-09/2004), kdy byla řízeně a v jednotlivých postupných krocích (po cca 0,5-1,0 m) snižována hladina podzemní vody postupně na

testovaných čerpacích vrtech HSV-11, HSV-12 a HSV-13. Hladina podzemní vody byla denně (2-3x) měřena hladinoměrem typu G-10.

Tento test vedl k vykreslení hydroizohyps pro jednotlivé režimy čerpání podzemních vod na testovaných vrtech .

### **2.6.2 Stanovení optimálního typu čistícího zařízení čerpaných vod**

Pro nalezení optimálního typu čistícího zařízení byly provedeny testy optimalizace čištění čerpaných kontaminovaných podzemních vod.

Testovací období trvalo cca 2 měsíce (08-09/2004). Pro vody čerpané z vrtů HSV-11 a HSV-12 se používaly k čištění čerpaných vod stripovací věže. A voda čerpaná z vrtu HSV-13 se čistila v horizontálním provzdušňovači.

V testu byla porovnávána účinnost stripovacích věží a účinnost horizontálního provzdušňovače, zvláště pro NEL a BTEX. Účinnost byla počítána z laboratorních analýz.

### **2.6.3 Stanovení zachyceného kontaminantu v aktivním uhlí**

Filtry s aktivním uhlím, které čistí kontaminovaný vzduch vzniklý stripováním se regenerují pomocí desorpce horkou párou, vznikne směs kontaminantu s vodou, tato směs se nechá dostatečně dlouhou dobu odsadit, až vznikne volná fáze, která se posbírání. NEL a BTEX se stanovuje dle 2.6.4.

### **2.6.4 Stanovení NEL a BTEX**

NEL a BTEX stanovuje akreditovaná laboratoř Ecochem, a.s., Divize laboratoří Praha.

Metody stanovení:

- Č-757505 ČSN 75 7505- Stanovení nepolárních extrahovatelných látek infračervenou spektrometrií ve vodách (Q21-330-002/01).
- EPA-601 EPA 601 a EPA 624 – Stanovení těkavých organických látek ve vodách, výluzích, kalech, odpadech, sedimentech a zeminách metodou GC-ECD/PID/FID (Q21-320-004/01)

### 2.6.5 Stanovení základních nutrientů v podzemní vodě

Základní nutrienty stanovuje laboratoř EPS, s.r.o., Veselí nad Moravou. Parametry byly stanoveny pomocí testů Spektroquant firmy Merck se závěrečným měřením na spektrofotometru AquaMate.

### 2.6.6 Stanovení počtu kultivovatelných heterotrofních a degradujících mikroorganismů v podzemní vodě

#### Postup stanovení počtu heterotrofních mikroorganismů:

1. 1 ml vzorku vody byl přenesen do 9 ml sterilního fyziologického roztoku a ředěn na  $10^{-1}$ ,  $10^{-2}$ ,  $10^{-3}$ ,  $10^{-4}$ ...
2. 0,2 ml vzorku z ředící řady bylo rozetřeno na sterilní Petriho misky s komplexním médiem „Plate Count Agar“ (HiMEDIA)..
3. Počet heterotrofních organismů byl odečten po 48 hodinách kultivace při 20°C.

#### Postup stanovení počtu degradujících mikroorganismů:

1. 0,2 ml vzorku z ředící řady bylo rozetřeno na sterilní Petriho misky s minimálním médiem M-63 a s příslušnou fází (viz použitý C-zdroj) v množství 0,1 ml na misku.
2. Počet degradujících organismů byl odečten po 10 dnech kultivace při 20°C.

Použitý C-zdroj: nafta

### 2.6.7 Stanovení pH

Po nakalibrování pH-metru pomocí pufrálních roztoků pH = 4 a pH = 7, byla za stálého míchání stanovena hodnota pH daného vzorku.

### 2.6.8 Stanovení redox potenciálu a výpočet rH faktoru

Po nakalibrování Eh-metru pomocí kalibračního roztoku Redox 460 mV , byla za stálého míchání stanovena hodnota Eh daného vzorku. Pomocí Eh a pH se vypočte rH faktor, který vyjadřuje, zda je prostředí oxidační či redukční.

Výpočet rH faktoru, dle rovnice:

$$rH = 2 Eh / U_N + 2 pH$$

$$U_N = 2,303 RT / F$$

Eh	[ mV ]	oxidačně – redukční potenciál
$U_N$	[ mV ]	Nernstova konstanta
$R = 8,31441$	[ J K <sup>-1</sup> mol <sup>-1</sup> ]	molární plynová konstanta
$T = 273,15 + °C$	[ K ]	teplota
$F = 96 484,56$	[ C mol <sup>-1</sup> ]	Faradayova konstanta

Hodnoty rH označují prostředí následujícím způsobem:

<b>rH 0 – 9</b>	silně redukční
<b>rH 9 – 17</b>	slabě redukční
<b>rH 17 – 25</b>	indiferentní
<b>rH 25 – 34</b>	slabě oxidační
<b>rH 34 – 42</b>	silně oxidační

### 2.6.9 Stanovení kyslíku

Po nakalibrování stanovené výrobcem, pomocí kalibračního roztoku neobsahující kyslík a na vzdušný kyslík a aktuální teplotu byly hodnoty korigovány pomocí přiložené tabulky.

### 2.6.10 Stanovení půdních plynů a výpočet rychlosti biodegradace

Půdní plyny se měřily z prostředního vrtu HSV-12. Převlečné ocelové zhlaví bylo plynotěsně uzavřeno přírubovým víkem s ventilem pro měření plynů.

Po nakalibrování stanovené výrobcem, pomocí kalibračního plynu a na vzdušný kyslík a oxid uhličitý, se spustilo měření. Půdní plyny jsme změřily v čase nula, a znovu se půdní plyny změřily po hodině.

Výpočet rychlosti biodegradace dle úbytku kyslíku:

$$r_K = r_{O_2} / 100 \cdot (n_e / q_p) \cdot q_{O_2} \cdot (1 / TSK) \cdot 24$$

$r_K$	[mg/kg.den]	rychlost biodegradačního rozkladu kontaminantu v mg látky na kg zeminy za den
$r_{O_2}$	[%/hod]	rychlost spotřeby kyslíku v procentech za hodinu
$n_e=15$	[%]	efektivní pórovitost půdy
$q_p=1,6$	[kg/l]	objemová hmotnost zeminy

$q_{O_2}=1330$	[mg/l]	hustota kyslíku
TSK= 3,5	[mg/mg]	teoretická spotřeba kyslíku na úplnou oxidaci hexanu v mg kyslíku na mg hexanu
24	[hod]	přepočet na den

Výpočet rychlosti biodegradace dle přírůstku oxidu uhličitého:

$$r_K = r_{CO_2} / 100 \cdot (n_e / q_p) \cdot q_{CO_2} \cdot (1 / TSK) \cdot 24$$

$r_K$	[mg/kg.den]	rychlost biodegradačního rozkladu kontaminantu v mg látky na kg zeminy za den
$r_{CO_2}$	[%/hod]	rychlost přírůstku oxidu uhličitého v procentech za hodinu
$n_e=15$	[%]	efektivní pórovitost půdy
$q_p=1,6$	[kg/l]	objemová hmotnost zeminy
$q_{CO_2}=1854$	[mg/l]	hustota oxidu uhličitého
TSK= 3,5	[mg/mg]	teoretická spotřeba kyslíku na úplnou oxidaci hexanu v mg kyslíku na mg hexanu
24	[hod]	přepočet na den

### 3 VÝSLEDKY A DISKUSE

#### 3.1 Výběr optimální technologie čerpání a čištění kontaminovaných vod

V rámci provedených průzkumných prací (viz kapitola 2.2.3.) bylo upřesněno rozšíření kontaminace, které je zakresleno v příloze č. 6. Velká část kontaminace je pod budovou č.20, na základě této skutečnosti se výrazně omezil výběr vhodné technologie pro odstranění kontaminantu z lokality.

Kontaminaci lze z lokality odstranit v první řadě čerpáním podzemních vod a následně vyčištěním těchto vod. Vyčerpanou vodu, kontaminovanou NEL a BTEX lze čistit několika způsoby (viz. kapitola 1.3.1.2. ).

- Adsorpce – vhodné jen pro nízké koncentrace kontaminantu, jinak nutné předčistit kontaminovanou vodu jinou metodou. Metoda finančně náročná, vysoké počáteční náklady adsorpčních materiálů i vysoké provozní náklady: časté výměny či regenerace adsorpčních materiálů.
- Biodegradace – v bioreaktoru, nutnost neustálého plnění optimálních podmínek života vhodných bakterií, tj. redox potenciál;  $E_h = 100 - 150\text{mV}$ ,  $\text{pH} = 6 - 8$ , teplota =  $15^\circ - 22^\circ\text{C}$ , kyslík  $> 1 \text{ mg.l}^{-1}$ , živiny (dodržen poměr C: N: P, 100:10:1). V některých případech metoda finančně náročná (při zahřívání na vhodnou teplotu).
- Gravitační odlučovač – vhodné jen pro odstraňování látek ve vodě nerozpustných. Metoda velmi vhodná a často používaná jako předčištění pro adsorpci, biodegradaci či stripování. Počáteční náklady nízké, provozní náklady téměř žádné.
- Stripování – vhodné pro oddělení těkavých organických látek, ale nutné dočištění vzniklých plynů, např. adsorpcí. Počáteční i provozní náklady nízké.

Některé metody lze používat samostatně, ale lepšího účinku se dosáhne kombinací dvou či více metod. Pro danou lokalitu by jsem zvolila sanační jednotku:

- Gravitační odlučovač, stripovací věž, adsorbér vzniklých plynů.



Nebo

- Gravitační odlučovač, bioreaktor, adsorbér.

Firma INPOST používá kombinaci gravitačního odlučovače a stripování čerpaných vod a adsorpci plynů vzniklých stripováním.

### 3.2 Optimalizace režimu čerpání podzemních vod

*Tabulka č.1 : Měření hladin podzemní vody při jejím řízeném snižování*

Datum	HSV-11	HSV-12	HSV-13
	snížení (m p.t.)		
11.8.2004	2,5	3,0	5,5
25.8.2004	5,0	5,0	5,0
8.9.2004	6,0	6,0	6,5
16.9.2004	7,0	7,0	6,0

Deprese při snížení hladiny ve vrtu HSV-13 (na 5,5 m p.t.) a vrtů HSV-11 a HSV-12 (na 2,5 m p.t.) se vytvořila pouze v SV oblasti zájmového území (příloha č. 7 ze dne 11.8.2004). Také při snížení hladiny ve všech vrtech (HSV-11 až HSV-13) na 5 m p.t. se nevytvořila dostatečná deprese resp. hranice depresního kuželů nedosahovala hranic kontaminačního mraku (příloha č. 8 ze dne 25.8.2004).

Při snížení hladiny u vrtů HSV-11 a HSV-12 na 6 m p.t. a u vrtu HSV-13 na 6,5 m p.t. (příloha č. 9 ze dne 8.9.2004) a při snížení hladiny u vrtů HSV-11 a HSV-12 na 7 m p.t. a u vrtu HSV-13 na 6 m p.t. (příloha č. 10 ze dne 16.9.2004) se vytvořila již rozsáhlá deprese zasahující za hranice kontaminačního mraku, čímž již došlo k čerpání také okolních („balastních“) vod nezasazených znečištěním.

V závislosti na dosahu deprese se měnilo také množství sbírané volné fáze RU, se snížením hladiny podzemní vody v čerpaných vrtech docházelo ke zvýšenému sběru volné fáze RU. Tato úměra platí do doby vytvoření dosahu deprese na hranice kontaminačního mraku resp. rozšíření volné fáze NEL. Při optimalizaci systému je tedy nutné čerpat jen takové množství znečištěné podzemní vody, aby dosah deprese zasáhl pouze na okraj kontaminačního mraku území a nedocházelo tak k čerpání okolních „čistých“ vod, což by znamenalo nadbytečné zatížení sanačního zařízení.

Zájmová lokalita je charakteristická napjatou hladinou podzemní vody. Rozhraní nepropustných jílu od šterkovitého kolektoru je cca 3 m p.t. (cca 238,5 m n.m.), tzn. že teprve při snížení větším než 3 m p.t. se vytváří depresní kužel, z jehož dosahu se postupně zachytává a akumuluje volná fáze RU (v centru deprese resp. v čerpaných vrtech). Při snížení hladiny pod cca 237,5 m n.m. dochází k požadovanému snížení hladiny, což je snížení hladiny podzemní vody v čerpaných vrtech HSV-11 až HSV-13 na cca 5,5 m p.t.

Z výsledků tohoto testování byl určen optimální režim čerpání vrtů HSV-11 až HSV-13 při snížení hladiny na cca 5,5 m p.t.

### 3.3 Optimální typ čistícího zařízení čerpaných podzemních vod

Tabulka č.2 : Laboratorní výsledky analýz z vrtu HSV-11

HSV-11	2004	19.8.	26.8.	30.8.	4.9.	9.9.	17.9.
vstup	NEL [mg/l]	0,6	0,16	0,14	5,9	7,4	14
	BTEX [µg/l]	3,5	250	210	2600	5000	5300
výstup	NEL [mg/l]	0,099	0,099	0,099	1,1	1,3	2,2
	BTEX [µg/l]	3,5	3,5	3,5	170	530	660

Tabulka č.3: Laboratorní výsledky analýz z vrtu HSV-12

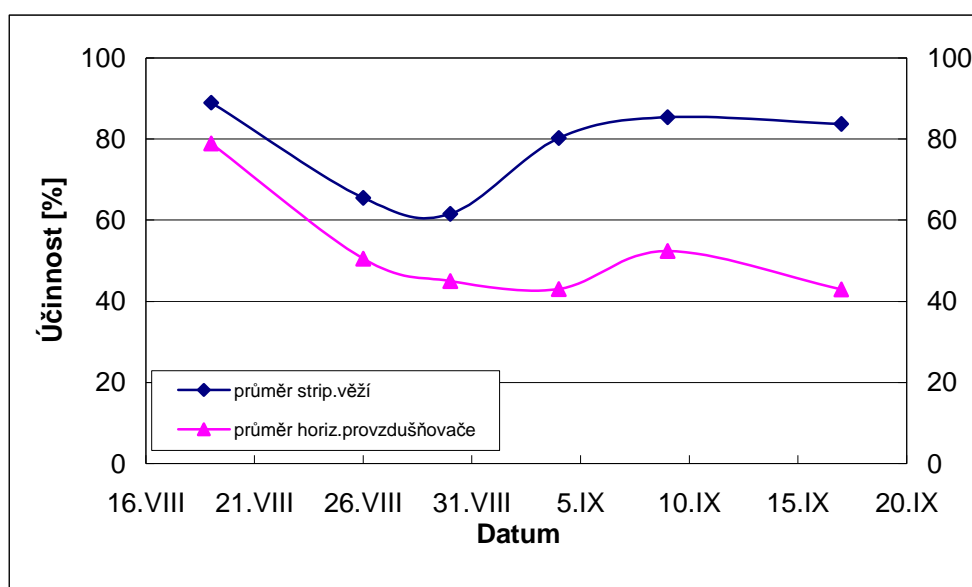
HSV-12	2004	19.8.	26.8.	30.8.	4.9.	9.9.	17.9.
vstup	NEL [mg/l]	1,8	1,4	1,6	9,1	6,6	16
	BTEX [µg/l]	1000	2200	1500	3900	2600	9800
výstup	NEL [mg/l]	0,099	0,099	0,099	1,9	0,77	2,7
	BTEX [µg/l]	3,5	35	3,5	140	140	38

Tabulka č.4: Účinnost čistícího zařízení na vrtu HSV-11 a HSV-12

HSV	2004	19.8.	26.8.	30.8.	4.9.	9.9.	17.9.
11 η [%]	NEL	83,5	38,1	29,2	81,3	82,4	84,2
	BTEX	99	98,6	98,3	93,4	89,4	87,5
12 η [%]	NEL	94,5	92,9	93,8	79,1	88,3	83,1
	BTEX	99,6	98,4	99,7	96,4	94,6	99,6
11+12 η <sub>0</sub> [%]	NEL	89	65,5	61,5	80,2	85,3	83,7
	BTEX	99,3	98,5	99,0	94,9	92	93,5

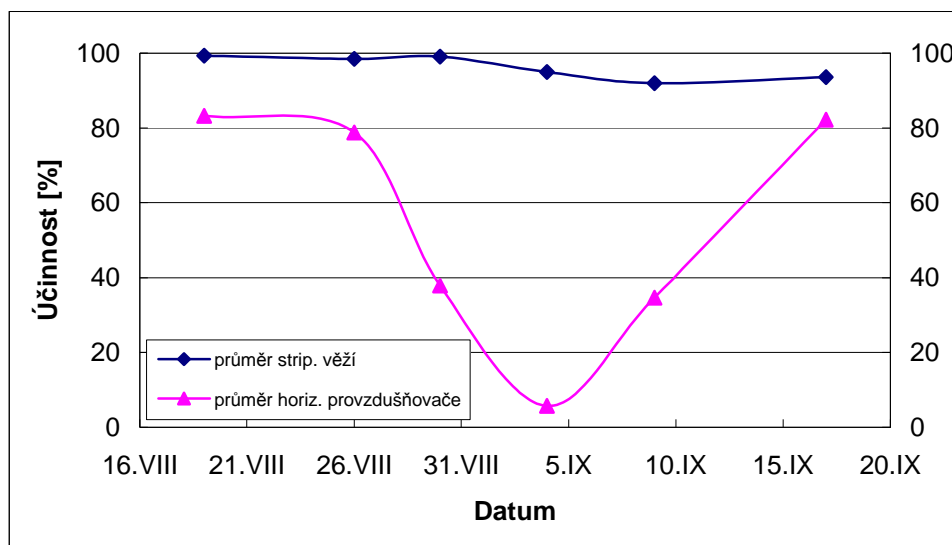
Tabulka č.5: Laboratorní výsledky analýz z vrtu HSV-13 a účinnost čistícího zařízení

HSV-13	2004	19.8.	26.8.	30.8.	4.9.	9.9.	17.9.
vstup	NEL [mg/l]	0,47	0,2	0,18	0,79	2,1	1,7
	BTEX [ $\mu\text{g/l}$ ]	280	320	14	350	1300	1400
výstup	NEL [mg/l]	0,099	0,099	0,099	0,45	1	0,97
	BTEX [ $\mu\text{g/l}$ ]	47	68	8,7	330	850	250
$\eta$ [%]	NEL	78,9	50,5	45	43	52,3	42,9
	BTEX	83,2	78,7	37,8	5,7	34,6	82,1



Obr. č. 22: Srovnání účinnosti stripovacích věží a horizontálního provzdušňovače v parametru NEL

Pro vody čerpané z vrtů HSV-11 a HSV-12 se používaly k čištění čerpaných vod stripovací věže. Z grafu na obr. č. 22 je zřejmé, že účinnost stripovacích věží dosahuje pro NEL cca 80%. Účinnost horizontálního provzdušňovače (vrt HSV-13) dosahuje jen cca 50%.



Obr. č. 23: Srovnání účinnosti stripovacích věží a horizontálního provzdušňovače v parametru BTEX

V grafu na obr. č. 23 je znázorněna účinnost sanačního zařízení pro parametr BTEX. Účinnost stripovacích věží (vrtů HSV-11 a HSV-12) dosahovala až cca 95%. Účinnost horizontálního provzdušňovače (vrt HSV-13) v průměru dosahovala jen cca 50%.

Celkově vyšší účinnost pro parametr BTEX je dán jeho vyšší těkavostí tzn. schopností uvolňovat se z kontaminované vody. Výrazně vyšší účinnost pro parametr NEL ve stripovacích věžích dávám do souvislosti zřejmě ještě s procesem biodegradace probíhající v postupně „zarůstající“ stripovací koloně. Celkově je možno konstatovat, že u stripovacích věží byla vysoká účinnost jak v odstraňování BTEX tak NEL, u horizontálního provzdušňovače byla účinnost nedostatečná a to zejména v parametru NEL.

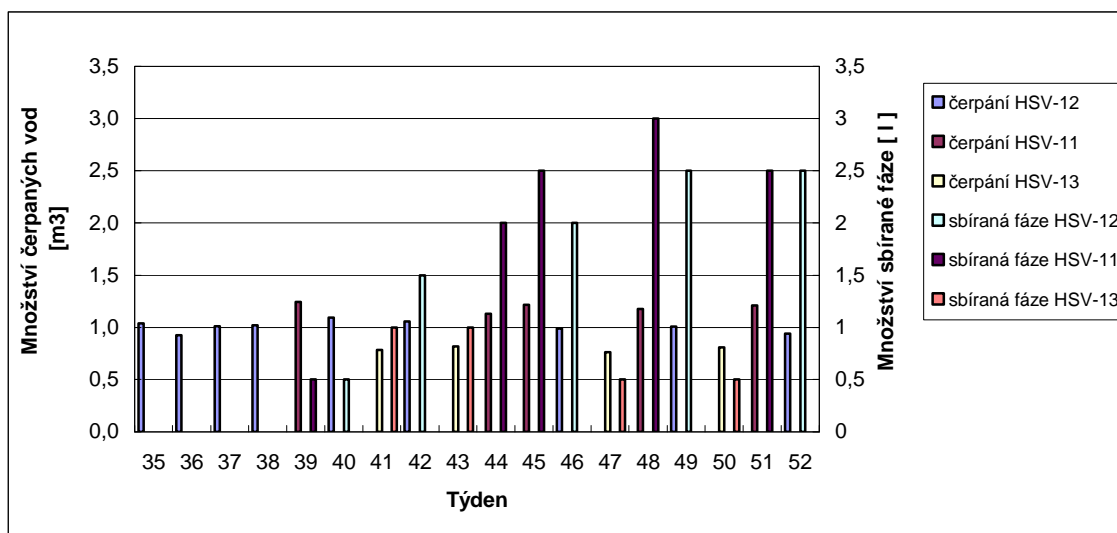
Na základě tohoto testu, firma INPOST přestala horizontální provzdušňovače používat a nyní používá více stripovacích věží.

### 3.4 Monitoring zájmového území pro možnosti dočištění

#### 3.4.1 Přehled čerpaného množství podzemních vod a zachyceného množství volné fáze

Tabulka č.6: Množství čerpaných podzemních vod a množství sesbírané volné fáze v roce 2005

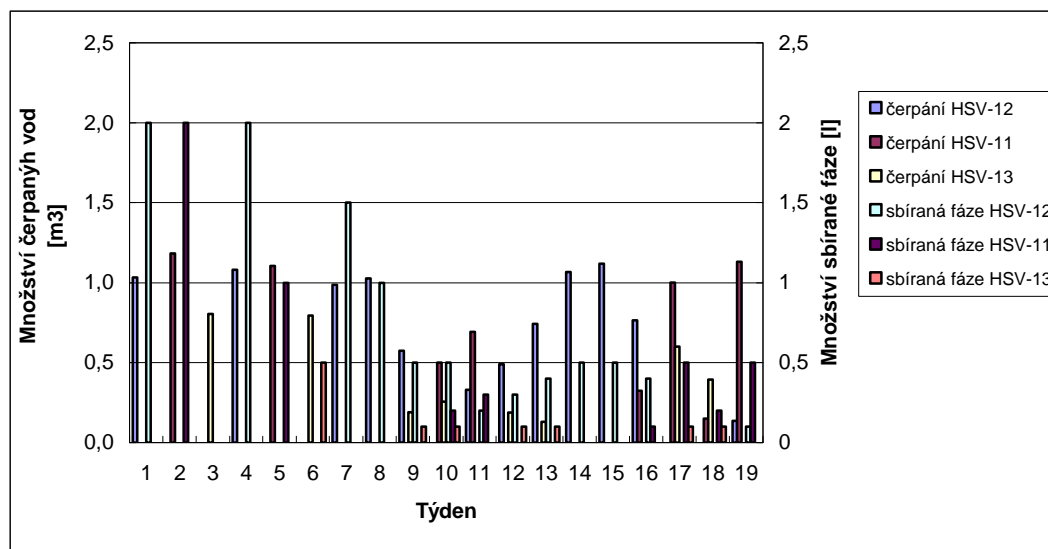
Týden	Období	Čerpání [ m <sup>3</sup> ]			Množství sesbírané fáze RU [l]		
		HSV-11	HSV-12	HSV-13	HSV-11	HSV-12	HSV-13
35	29.8.- 4.9.		1,037			0	
36	5.9.- 11.9.		0,926			0	
37	12.9.- 18.9.		1,01			0	
38	19.9.- 25.9.		1,019			0	
39	29.9.- 2.10.	1,243			0,5		
40	3.10.- 9.10.		1,092			0,5	
41	10.10.-16.10.			0,784			1
42	17.10.-23.10.		1,058			1,5	
43	24.10.-30.10.			0,818			1
44	31.10.- 6.11.	1,129			2		
45	7.11.- 13.11.	1,216			2,5		
46	14.11.-20.11.		0,989			2	
47	21.11.-27.11.			0,764			0,5
48	28.11.- 4.12.	1,176			3		
49	5.12.- 11.12.		1,009			2,5	
50	12.12.-18.12.			0,809			0,5
51	19.12.-25.12.	1,21			2,5		
52	26.12.- 1.1.		0,942			2,5	
<b>Celkem</b>		18,231			22,5		



Obr. č. 24: Pulzní čerpání- závislost čerpání vod z jednotlivých vrtů a množství sbírané fáze v roce 2005

Tabulka č.7: Množství čerpaných podzemních vod a množství sesbírané volné fáze v roce 2006

Týden	Období	Čerpání [ m <sup>3</sup> ]			Množství sesbírané fáze RU [l]		
		HSV-11	HSV-12	HSV-13	HSV-11	HSV-12	HSV-13
1	2.1.- 8.1.		1,034			2	
2	9.1.- 15.1.	1,183			2		
3	16.1.- 22.1.			0,805			0
4	23.1.- 29.1.		1,081			2	
5	30.1.- 5.2.	1,105			1		
6	6.2.- 12.2.			0,795			0,5
7	13.2.- 19.2.		0,985			1,5	
8	20.2.- 26.2.		1,028			1	
9	27.2.- 5.3.		0,575	0,189		0,5	0,1
10	6.3.- 12.3.	0,5		0,256	0,2	0,5	0,1
11	13.3.- 19.3.	0,693	0,33		0,3	0,2	
12	20.3.- 26.3.		0,491	0,187		0,3	0,1
13	27.3.- 2.4.		0,742	0,129		0,4	0,1
14	3.4.- 9.4.		1,068			0,5	
15	10.4.- 16.4.		1,119			0,5	
16	17.4.- 23.4.	0,323	0,765		0,1	0,4	
17	24.4.-30.4.	1,001		0,6	0,5		0,1
18	1.5.- 7.5.	0,15		0,394	0,2		0,1
19	8.5.- 14.5.	1,131	0,136		0,5	0,1	
<b>Celkem</b>		18,795			15,8		



Obr. č. 25: Pulzní čerpání- závislost čerpání vod z jednotlivých vrtů a množství sbírané fáze v roce 2006

V září 2005 probíhalo sanační čerpání pouze z jednoho vrtu a to HSV-12. Na hladině podzemní vody v čerpaném vrtu nebyla detekována přítomnost volné fáze NEL,

alespoň ne v takovém množství, které by umožňovalo její účinný sběr. Od října bylo zahájeno tzv. pulzní čerpání, kdy jsme v týdenních intervalech čerpali postupně vždy jeden z vrtů. Cílem tohoto pulzního čerpání bylo dosáhnout účinnějšího vymývání kontaminantu z horninového prostředí vlivem kmitání hladiny podzemní vody v zájmové lokalitě.

Vlivem změny v režimu sanačního čerpání došlo k nárůstu výskytu volné fáze NEL na hladině podzemní vody v jednotlivých vrtech, kdy bylo možné provádět její ruční sběr (vždy na konci čerpacího období jednotlivého vrtu). Všechny čerpané vody jsou čištěny na sanační jednotce a vypouštěny prostřednictvím dešťové kanalizace a melioračního kanálu do řeky Opavy.

Množství sbírané volné fáze RU má přímou závislost na množství čerpané podzemní vody resp. s velikostí vytvořené deprese okolo jednotlivých čerpaných vrtů. Je zřejmé, že s vyšším čerpáním podzemní vody ve vrtech (vytvořeným vyšším dosahem deprese) dochází ke zvýšenému sběru volné fáze RU. Tento trend je patrný z grafů na obr. č.24 a č. 25. Tato úměra platí do doby vytvoření dosahu deprese na hranice kontaminačního mraku resp. rozšíření volné fáze NEL (viz 3.2).

Celkové množství vyčerpaných podzemních vod ve sledovaném období (28.8.2005 – 14.5.2005) činilo 36,595 m<sup>3</sup>. Bylo sesbíráno 36,9 l volné fáze RU.

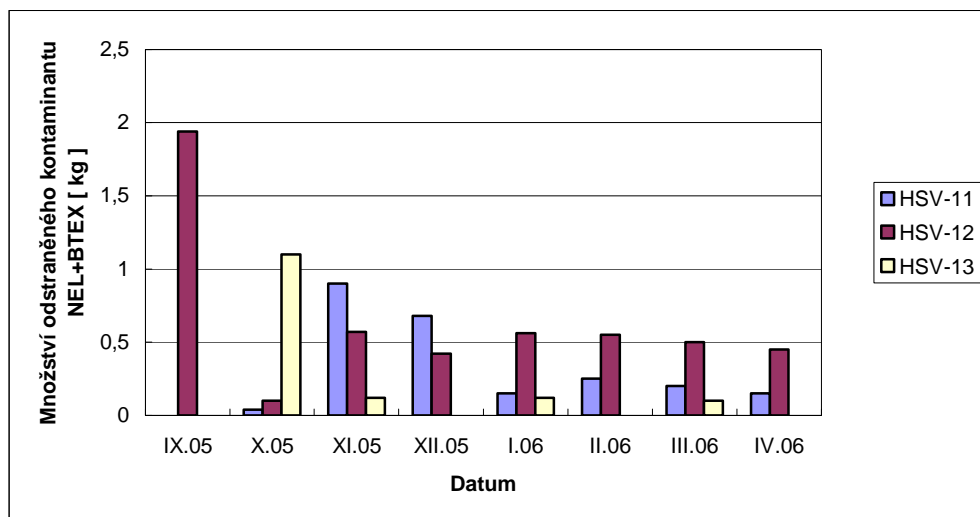
### 3.4.2 Množství kontaminantu zachyceného v AU

Kontaminovaný vzduch NEL a BTEX vzniklý stripováním je vynášen proudem vzduchu vrchní částí stripovací věže do filtrů s aktivním uhlím, kde dochází k sorpci těkavých látek (BTEX, NEL) na povrch aktivního uhlí. Z filtrů s aktivním uhlím odchází již vyčištěný vzduch. Aktivní uhlí se regeneruje desorpcí horkou párou.

Tabulka č.8: Množství zachyceného kontaminantu v aktivovaném uhlí

Období	Množství odstraněného kontaminantu NEL+BTEX [ kg ]			
	HSV-11	HSV-12	HSV-13	Σ NEL + BTEX
9. 2005	0,00	1,94	0,00	1,94
10. 2005	0,04	0,10	1,10	1,24
11. 2005	0,90	0,57	0,12	1,59
12. 2005	0,68	0,42	0,00	1,10
1. 2006	0,15	0,56	0,12	0,83
2. 2006	0,25	0,55	0,00	0,80
3. 2006	0,20	0,50	0,10	0,80

4. 2006	0,15	0,45	0,00	0,60
CELKEM	2,37	5,09	1,44	8,90



Obr. č. 26: Množství zachyceného kontaminantu v AU

Ve sledovaném období bylo v aktivovaném uhlí celkem odstraněno 8,9 kg kontaminantu NEL a BTEX.

### 3.4.3 Výsledky laboratorních analýz vzorků vod

Tabulka č.9: Výsledky laboratorních analýz vzorků vod

parametr	jednotky	HSV- 11	HSV- 12	HSV- 13	Výstup	Limit pro vypouštění
Datum odběru: 23.9.2005						
NEL	mg/l	-	0,43	-	<0,049	<b>1</b>
Σ BTEX	μg/l	-	65	-	<3,5	<b>100</b>
Datum odběru: 27.10.2005						
NEL	mg/l	<0,049	0,086	0,61	<0,049	<b>1</b>
Σ BTEX	μg/l	38	<3,5	130	<3,5	<b>100</b>
Datum odběru: 24.11.2005						
NEL	mg/l	-	0,36	-	<0,1	<b>1</b>
Σ BTEX	μg/l	-	68	-	<3,5	<b>100</b>
Datum odběru: 21.12.2005						
NEL	mg/l	0,23	-	-	<0,049	<b>1</b>
Σ BTEX	μg/l	71	-	-	<3,5	<b>100</b>
Datum odběru: 17.1.2006						
NEL	mg/l	-	0,83	-	<0,049	<b>1</b>



$\Sigma$ BTEX	$\mu\text{g/l}$	-	340	-	<3,5	<b>100</b>
Datum odběru: 28.2.2006						
NEL	$\text{mg/l}$	-	0,84	-	<0,10	<b>1</b>
$\Sigma$ BTEX	$\mu\text{g/l}$	-	500	-	<3,5	<b>100</b>
Datum odběru: 30.3.2006						
NEL	$\text{mg/l}$	-	9,40	-	0,47	<b>1</b>
$\Sigma$ BTEX	$\mu\text{g/l}$	-	1700	-	<3,5	<b>100</b>
Datum odběru: 20.4.2006						
NEL	$\text{mg/l}$	-	3,10	-	0,25	<b>1</b>
$\Sigma$ BTEX	$\mu\text{g/l}$	-	720	-	<3,5	<b>100</b>
Datum odběru: 18.5.2006						
NEL	$\text{mg/l}$	-	1,40	-	<0,10	<b>1</b>
$\Sigma$ BTEX	$\mu\text{g/l}$	-	350	-	<3,5	<b>100</b>

Z tabulky jsou patrné hodnoty koncentrací vzorků čerpaných vod pomocí spodních čerpadel, kdy jsou detekovány koncentrace BTEX max. 1700  $\mu\text{g/l}$  a koncentrace NEL max. 9,4  $\text{mg/l}$ . U vypouštěných vod je dosahováno v období září 2005 až květen 2006 trvale podlimitních hodnot.

#### 3.4.4 Základní nutrienty v podzemní vodě

Tabulka č.10: Základní nutrienty v podzemní vodě

Parametr	Hodnota		Jednotka	Metoda
	HP-2	HSV-12		
<b>amonné ionty</b>	0,090	<0,06	$\text{mg/l}$	test Spektroquant
<b>duřitany</b>	<0,07	<0,07	$\text{mg/l}$	test Spektroquant
<b>duřičnany</b>	32,1	<2,2	$\text{mg/l}$	test Spektroquant
<b>duřík amoniakální</b>	0,070	<0,05	$\text{mg/l}$	test Spektroquant
<b>duřík duřitanový</b>	<0,02	<0,02	$\text{mg/l}$	test Spektroquant
<b>duřík duřičnanový</b>	7,24	<0,5	$\text{mg/l}$	test Spektroquant
<b>fosforečnany</b>	<0,2	<0,2	$\text{mg/l}$	test Spektroquant

Z tabulky je patrné, že koncentrace základních nutrientů je nízká, prakticky limitující potenciální biodegradační rozklad přítomného znečištění. V případě potřeby intenzifikace biodegradačního procesu bude nutno aplikovat minimálně potřebné množství duříku a fosforu.

### 3.4.5 Počet heterotrofních a degradujících mikroorganismů v podzemní vodě

Tabulka č.11: Počty heterotrofních a degradujících mikroorganismů v podzemní vodě

Parametr	Hodnota		Jednotka
	HP - 2	HSV - 12	
Heterotrofní mikroorganismy	$2,0 \times 10^3$	$8,5 \times 10^4$	KTJ/ml
Degradující mikroorganismy	$4,1 \times 10^2$	$2,3 \times 10^4$	KTJ/ml

Z tabulky č. 11 je patrné, že koncentrace mikroorganismů ve vrtu HP-2 jsou řádově nižší než ve vrtu HSV-12, který se nachází v centru kontaminace. Z toho je možno dedukovat, že v prostoru znečištění již proběhla adaptace mikroorganismů na přítomné znečištění, že se zde již degradující mikroorganismy přirozeně vyseletovaly.

Samotná koncentrace mikroorganismů svědčí však o částečné limitaci biodegradačního procesu (např. nízká koncentrace základních nutrientů, kyslíku). Stimulací a intenzifikací biodegradačního procesu lze očekávat zvýšení koncentrace mikroorganismů ještě o cca 2-3 řády.

### 3.4.6 Měření pH a redox-potenciálu v podzemní vodě

Tabulka č.12: Naměřené pH, Eh, O<sub>2</sub> a výpočet rH faktoru

HSV-12	9.2.06	16.2.06	23.2.06	2.3.06	9.3.06	16.3.06	23.3.06	30.3.06
T [°C]	9,8	10,7	11,1	11,2	11,5	11,8	11,5	12,1
pH	7,65	7,52	7,74	7,68	7,63	7,68	7,64	7,76
Eh [mV]	-85	-89	-96	-105	-113	-97	-94	-92
O <sub>2</sub> [mg/l]	1,48	1,42	1,35	1,31	1,34	1,32	1,34	1,29
rH	12,3	11,9	12,1	11,6	11,3	11,9	11,9	12,3

Tabulka č.13: Naměřené pH, Eh, O<sub>2</sub> a výpočet rH faktoru

HSV-12	6.4.06	13.4.06	20.4.06	27.4.06	4.5.06	11.5.06
T [°C]	11,8	12,1	11,9	12,1	12,3	12,5
pH	7,73	7,62	7,75	7,68	7,64	7,68
Eh [mV]	-48	-52	-49	-57	-48	-42
O <sub>2</sub> [mg/l]	1,45	1,38	1,41	1,39	1,36	1,28
rH	13,8	13,4	13,8	13,3	13,6	13,9

Hodnoty rH označují prostředí následujícím způsobem:

- rH 0 – 9 silně redukční
- rH 9 – 17 slabě redukční
- rH 17 – 25 indiferentní
- rH 25 – 34 slabě oxidační
- rH 34 – 42 silně oxidační

Ve sledovaném období jsem zaznamenala v měřené podzemní vodě trvale zvyšující se teplotu, nejnižší teplota byla na začátku měření 9,8°C a nejvyšší teplota byla na konci měření 12,5°C. Pro biodegradaci by byla vhodná vyšší teplota, je předpoklad, že se teplota vody časem zvýší (nejen se změnou klimatických podmínek, ale také tlakovou saturací vzdušného kyslíku do saturované zóny). Po celou dobu měření byla hodnota pH v podzemní vodě téměř stálá. Hodnota pH se pohybovala v rozmezí od 7,62 do 7,76, toto pH je optimální pro biodegradaci. Redox potenciál se v měřeném období mírně zvyšoval, nejnižší Eh jsem naměřila 2.3. a to -105 mV a nejvyšší Eh jsem naměřila ke konci měření a to -42 mV. Z naměřeného Eh byl vypočten rH faktor, který charakterizoval prostředí jako slabě redukční. Předpokládáme že hodnota rH se po stimulaci biodegradačního procesu zvýší. U kyslíku v podzemní vodě jsem zaznamenala téměř setrvalý stav, s rostoucí teplotou se množství kyslíku ve vodě snižovalo. Při vyšších teplotách nebude množství kyslíku ve vodě vyhovovat biodegradaci, proto se bude lokalita trvale provzdušňovat ventingem.

### 3.4.7 Měření respiračních plynů

Tabulka č.14: Naměřené respirační plyny a výpočet rychlosti biodegradačního rozkladu

HSV-12	16.2.	2.3.	16.3.	30.3.	6.4.	13.4.	20.4.	27.4.	4.5.	11.5.
<b>t = 0 [ hod]</b>										
O <sub>2</sub> [%]	21,3	21,1	20,8	20,7	19,5	18,6	18,3	17,6	17,5	17,1
CO <sub>2</sub> [%]	0	0	0,1	0,1	0,4	0,6	0,7	1,8	2	2,2
CH <sub>4</sub> [%]	0	0	0	0,1	0,4	0,5	0,9	1,3	1,9	2,1
<b>t = 1 [ hod]</b>										
O <sub>2</sub> [%]	21,3	21,1	20,7	20,6	19,4	18,4	18,1	17,3	17,2	16,7
CO <sub>2</sub> [%]	0	0	0,1	0,1	0,5	0,7	0,9	2	2,2	2,5
CH <sub>4</sub> [%]	0	0	0	0,1	0,4	0,6	1,1	1,4	2,1	2,2
rK z O <sub>2</sub> [mg/kg.d]	-	-	-	-	0,9	1,7	1,7	2,6	2,6	3,4
rK z CO <sub>2</sub> [mg/kg.d]	-	-	-	-	1,2	1,2	2,4	2,4	2,4	3,6

Z naměřených reálných hodnot biodegradačního rozkladu přítomného znečištění in situ je zřejmé, že na lokalitě probíhá přirozená, omezená degradace přítomného znečištění. Biodegradační proces je omezen částečně některými limitujícími podmínkami (základní nutrienty, kyslík). Dosahuje od 0,0 do 3,6 mg.kg<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>. Po stimulaci biodegradačního procesu je možno očekávat zvýšení této rychlosti až na cca 20 mg.kg<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>.

### 3.4.8 Možnosti dočištění

Specifickou vlastností zájmového území, prostoru v němž se nalézá kontaminace, je uzavření kontaminace nepropustnou, relativně mocnou vrstvou jílovitých hlín na povrchu, na nichž jsou dále vybudovány souvislé zpevněné plochy asfaltových vozovek a betonových podlah. To spolu s vlastností kontaminantu tvořeného znečištěným NEL a BTEX, který je těkavý a snadno biodegradovatelný, předurčuje do značné míry volbu sanačních metod. Za nejvhodnější zde proto považuji metody *in situ*, a to venting a biodegradaci.

Pro venting, odsávání půdního vzduchu, z prostoru nad sníženou hladinou podzemní vody bude použito dříve vytvořených vrtů HSV-11 až HSV-13, jejichž převlečné ocelové zhlaví bude plynotěsně uzavřeno přírubovým víkem. Sběr volné fáze RU již je minimální, bude prováděn při přerušení ventingu a odšroubování víka 1 krát týdně. Čerpání, snižování hladiny vody bude probíhat i nadále během celé etapy dočištění.

K ventingu bude používáno ventingových souprav, které se skládají z dmyhadla o výkonu  $10 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$  při podtlaku 0,2 atm., lapače kapek a několikastupňových filtrů s aktivním uhlím. Uhlí bude regenerováno pomocí desorpce horkou párou a vícenásobně používáno. Kontrola kvality čištěného vzduchu bude prováděna pomocí fotoionizačních detektorů. Kvalita vzduchu bude kontrolována po dobu prvního měsíce ventingu 1 krát za den, v dalším průběhu pak 1 krát za týden až 1 krát za měsíc podle skutečného plnění filtrů kontaminanty. Měření bude prováděno jednak na výstupu z dmyhadla, jednak za každým filtrem. Filtry budou vyměňovány vždy když dojde k naplnění kapacity prvního filtru, čímž bude dosaženo jistoty, že nedojde k průrazu dalších filtračních stupňů a vypouštěný vzduch bude splňovat zákonem povolené emisní limity. Voda z lapače kapek bude čištěna na sanační jednotce pro čištění čerpaných podzemních vod.

Biodegradace bude prováděna podle mnohokrát odzkoušeného technologického postupu firmy INPOST, spol. s r.o. schváleného SZÚ Praha.

K podpoře biodegradace bude používána síť injektážích maloprůměrových vrtů. Síť injektážích vrtů bude v modulové síti cca 10 x 30 m. Stejně aplikační sondy budou po dobu sanace dále sloužit pro kontrolní respirometrická měření a pro aplikaci potřebných živin a dodávku vzdušného kyslíku. Průběh biodegradace bude monitorován rovněž pomocí odběrů a analýz fyzických vzorků zemin. Vzorky budou odebírány z 10-ti polohově zafixovaných bodů každého čtvrt roku. Dobu biodegradace podle zkušenosti se sousedními lokalitami odhaduji na 1 rok.

## ZÁVĚR

Diplomová práce se zabývala problematikou odstraňování NEL a BTEX ze saturované zóny. Předmětem této diplomové práce bylo vyhodnotit optimální technologii čerpání a čištění vod, dále stanovit optimální režim čerpání podzemních vod a stanovit optimální typ čistícího zařízení pro čerpané vody kontaminované NEL a BTEX v prostoru firmy Balakom, na základě dřívějších měření. Dále monitorovat zájmové území a stanovit možnosti dočištění lokality.

V rámci provedených průzkumných prací bylo upřesněno rozšíření kontaminace v areálu Balakomu. Velká část kontaminace je pod budovou č. 20, na základě této skutečnosti se výrazně omezil výběr vhodné technologie pro odstranění kontaminantu z lokality. Musí být zvolena metoda *in situ* (bez nutnosti odtěžby a demolice budov). Volnou fází RU z hladiny podzemní vody je nutno odstranit v první řadě čerpáním podzemních vod a jejich čištěním se zachytem volné fáze RU. Čerpanou vodu, kontaminovanou NEL a BTEX lze čistit několika způsoby: Adsorpcí, biodegradací, gravitačním odloučením, stripováním. Metody lze používat samostatně, ale lepšího účinku se dosáhne kombinací dvou či více metod. Pro danou lokalitu byla vyhodnocena jako nejpraktičtější kombinace gravitačního odlučovače, stripovací věže a adsorbéru plynů. Alternativně mohlo být provozováno také čištění kombinací gravitačního odlučovače a průtočného bioreaktoru.

Pro nalezení optimálního množství čerpaných vod byly provedeny čerpací testy s postupným snižováním hladiny podzemní vody od povrchu terénu v testovaných vrtech (zvětšování depresního kužele). Pro jednotlivé režimy čerpání podzemních vod na testovaných vrtech byly z měření na čerpaných a okolních monitorovacích vrtech modelově zpracovány hydroizohypsy. Z těchto modelů vyplynulo, že teprve při snížení větším než 3 m p.t. se vytváří depresní kužel, z jehož dosahu se postupně zachytává a akumuluje volná fáze RU (v centru deprese resp. v čerpaných vrtech). Při snížení hladiny pod cca 237,5 m n.m. dochází k požadovanému snížení hladiny (optimálnímu režimu čerpání podzemních vod), což je snížení hladiny podzemní vody v čerpaných vrtech HSV-11 až HSV-13 na cca 5,5 m p.t. Příčinou je skutečnost, že v zájmové lokalitě se vyskytuje napjatá hladina podzemní vody, neboť šterkovitý kolektor (je dotován podzemní vodou z širšího okolí výše položeného) je překryt ve svém nadloží prakticky nepropustnými jíly o mocnosti cca 3 m p.t.

Po stanovení optimálního režimu čerpání podzemních vod bylo nutno nalézt, pro konkrétní množství čerpaných vod (cca  $5,5 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$ ) a jejich kontaminační zátěž, optimální typ a velikost čistícího zařízení těchto čerpaných vod. Po provedení různě uspořádaných testech čištění čerpaných kontaminovaných podzemních vod a porovnávání účinnosti stripovacích věží a horizontálních provzdušňovačů, bylo zjištěno, že účinnost horizontálního provzdušňovače pro NEL i pro BTEX dosahovala jen cca 50%. U stripovacích věží byla zjištěna vysoká účinnost jak v odstraňování BTEX (cca 95%) tak NEL (cca 80%). Z tohoto důvodu byly v předmětné lokalitě stripovací věže preferovány a jejich výška byla postupně zvyšována až na konečných 6 m s velmi účinnou prostorovou polypropylenovou výplní.

Po dočištění lokality od volné fáze RU, bude nutno v rámci 2. etapy dočistit také zeminy na limity stanovené ČIŽP. Vzhledem k nutnosti sanace *in situ*, těkavosti znečištění, jeho snadné biodegradovatelnosti, dřívějšímu ověření bioremediačních technologií na lokalitě, je možno předikovat vhodnost aplikace kombinace metod bioventingu s biodegradací za řízení sanačního čerpání. Za tímto účelem byly ověřeny podmínky na lokalitě i přítomnost samotných degradujících mikroorganismů schopných využívat přítomné znečištění jako zdroj uhlíku a energie. Bylo zjištěno, že na lokalitě se degradující mikroorganismy již vyskytují, že je zde vhodné pH. Koncentrace  $\text{O}_2$  a rH faktor jsou nízké, jako limitující faktor byl zjištěn nedostatek základních nutrientů.

Lze proto očekávat, že přidáním základních nutrientů do sanovaného prostředí dojde k stimulaci biodegradačního procesu. Proto bude nutno lokalitu dále saturovat vzdušným kyslíkem, proces podrobně monitorovat, řídit a vyhodnocovat. V oblastech stagnace intenzifikovat aplikací technologie bioventingu.

Předložená diplomová práce zodpověděla na všechny otázky zadání, stanovila optimální režim čerpání podzemních vod, stanovila vhodný typ a velikost čistícího zařízení na čerpané kontaminované podzemní vody, monitorovala a vyhodnotila stávající podmínky sanovaného prostoru z hlediska vhodnosti aplikace bioremediačních prací *in situ* a navrhla způsoby dočištění nadlimitně kontaminovaných zemin v chystané 2. (závěrečné) etapě sanace.

**SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY**

- (1) Bienik, J.: Ropa a zemní plyn a životní prostředí, Alfa, Bratislava 1982
- (2) MŽP ČR [online]. [cit. 2005-11-11]. Dostupný z WWW: [www.env.cz/zzp04/kap\\_03.htm](http://www.env.cz/zzp04/kap_03.htm)
- (3) Vodohospodářský věstník 2003, Směrný vodohospodářský plán ČR, MŽP ČR
- (4) Minařík, M.: Sanace podzemních vod a horninového prostředí, Balakom, a.s, roční zpráva, červen 2005
- (5) Šedivý, J.: Vlastnosti a chování ropných látek v přírodních podmínkách, analytické stanovení ropných látek. Sborník referátů E'92, Bijo TC, Praha 1992
- (6) Pitter, P.: Hydrochemie, VŠCHT, Praha 1999
- (7) Šedivý, J.: Stanovení ropných látek ve vodě a půdě, SZN, Praha 1984
- (8) Malý, J., Hlavínek, P.: Čištění průmyslových odpadních vod, NOEL, Brno 1996
- (9) Gruško, J. M.: Škodlivé organické látky v průmyslových odpadních vodách, SNTL, Praha 1983
- (10) Šráček, O., Datel, J., Mls, J.: Kontaminační hydrologie, Nakladatelství Karolinum, Praha 2000
- (11) Brouyere, S., Dassargues, A./Hallet, V.: Journal of Contaminant Hydrology, Migration of Contaminants through the unsaturated zone overlying the Hesbaye Chalky aquifer in Belgium, Aug 2004
- (12) Matějů, V.: Kompendium sanačních technologií, Vodní zdroje Ekomonitor, Chrudim 2006
- (13) Hojae Shim, Eung Bai Shin and Shang-Tian Yang: Advances in Environmental Research, A Continuous fibrous – bed bioreactor for BTEX biodegradation by a co – culture of Pseudomonas putina and Pseudomonas fluorescens, November 2002, Volume 7, Issue 1, Pages 203-216
- (14) Alexandr, M.A.: Biodegradation and Bioremediation. Academic Press, San Diego, 1999, second edition.
- (15) Johnston, C. D., Rayner, J. L., Patterson, B. M. and Davis G. B.: Journal of Contaminant Hydrology, Volatilisation and biodegradation dutiny air spring of

- dissolved BTEX – contaminated groundwater, October 1998, Volume 33, Issues 3-4, Pages 377-404
- (16) A Citizen's Guide to Soil Vapor Extraction and Air Sparging, EPA 542-F-96-008, April 1996
- (17) Remediation Technologies for Typical Contaminants and Media Types at Navy Sites, Mar 2004
- (18) Yih-Jin Tsai/Da-Feng Lin: Environ Sci Technol, Mobilizing particles in a saturated zone during air sparging, Jan 2004
- (19) NAVFAC: Naval Facilities Engineering Command, Air Sparging Guidance Dokument, Technical Report TR-2193-ENV, Naval Facilities Engineering Service Center, 1100 23rd Avenue Port Hueneme, Kalifornia 93043, 2001
- (20) MV ČR [online]. [cit. 2005-18-11]. Dostupný z WWW: [www.mvcr.cz/casopisy/150hori/2000/cerven/valasek.html](http://www.mvcr.cz/casopisy/150hori/2000/cerven/valasek.html)
- (21) Gudbjerg, J.: Remediation by Steam Injection, Dissertation, Technical University of Denmark, Environment and resources DTU, Lyngby, 2003, pp. 137
- (22) Suthersan, S.S.: Remediation engineering: design concepts, CRC Press, Inc. Florida, USA, 1997, Pages 362, ISBN1-56670-137-6
- (23) Yang, I.C/ Peterman, Z.E./Scofield, K.M.: Journal of Contaminant Hydrology, Chemical analyse of pore water from bore holes Yucca Mountain, Nevada, Apr 2003
- (24) Wales, Melinda Christiane/ Wales, Melinda Christiane: Chemical and biological methods for the analysis and remediation of environmental contaminants frequently identified, Nov 2004
- (25) Daifullah, A.A.M., Girgis B.S: Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, Impact of surface characteristics of activated carbon on adsorption of BTEX, March 2003, Volume 214, Issues 1-3, Pages 181-193
- (26) Hekmat D., Fenchtinger A., Stephan M., Vortmeyer D.: Microbial composition and structure of a multispecies biofilm from a trickle-bed reactor used for the removal of volatile aromatic hydrocarbons from a waste gas, J. Chem. Technol. Biotechnol, 2004
- (27) William, J.A.: Keys to bioreaktor selection, CEP Magazine, March 2002: 34 - 41



- (28) Michael, R./Lehman, Frederick, S./Greg, A., Bala: Attached and unattached Microbial Communities in a Simulated Basalt Aquifer under Fracture- and Porous – Flow Conditions, Dec 2004
- (29) Ketchum, A.J., Cronch, M., Carten, K.: NRCS, Virginia Farmstead Assessment System, Fact Sheet/Worksheet Site Evaluation: Groundwater, Soils, Geology.
- (30) Washington Water Science Center – Water Data – Water Use Concepts and Terms, September 2005
- (31) Johnson P.C., Baehr A., Brown R.A., Hinchee R., Hoag G.: Innovative Site Remediation Technology: Vakuüm Vapor Extraction, American Academy of Environmental Engineers, 1994
- (32) Johnson P.C., Stanley C.C., Kembrowski M.W., Byers D.L., Colhart J.D.: A Practical Approach to the Design, Operation, and Monitoring of In – situ Soil – venting systém, Ground Water Monitoring Review, Spring 1990
- (33) U.S. EPA: Manual, Bioventing Principles and Practice, Volume II, Bioventing Design, EPA/540/R–95/534a
- (34) Weston, A., Balba, T.: Bioventing, Inn. Remediation Group, 2003, 3(2): 1-2
- (35) Khodadoust, A.P./Bagchi,R./Suidan, M.T/Brenner, R.C./Sellers, N.G.: Journal of Hazardous Materiále, Removal of PAHs from highly contaminated soils found at prior manufactured gas operations, Dec 2000
- (36) Khan, F.I. / Husain, T. / Nejati, R.: Journal of Environmental Management, An overviex and analysis of site remediation technologies, Jun 2004
- (37) U.S. EPA: A Citizen´s Guide to In Situ Soil Flushing, Solid Waste and Emergency Response (5102G), EPA 542–F–96-006

**SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK**

BSK	Biologická spotřeba kyslíku [g.l <sup>-1</sup> ]
BTEX	Benzen, toluen, ethylbenzen, xylen
CO <sub>2</sub>	Oxid uhličitý
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČIŽP	Česká inspekce životního prostředí
ČOV	Čistírna odpadních vod
ČSN	Česká státní norma
Eh	Redox potenciál [mV]
EP	Evropský parlament
EPA	Environmental protection agency
FNM ČR	Fond národního majetku České republiky
GC-ECD/PID/FID	Plynově chromatografická analýza – detektor elektronového záchytu / fotoionizační detektor / plamenový ionizační detektor
H	Hloubka [m]
HP	Hydrogeologický pozadřový vrt
HSV	Hydrogeologický sanační vrt
CH <sub>4</sub>	Metan
CHSK	Chemická spotřeba kyslíku [mg.l <sup>-1</sup> ]
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
N <sub>2</sub>	Dusík
NEL	Nepolární extrahovatelné látky
NPK	Nejvyšší přípustná koncentrace [mg.l <sup>-1</sup> ]
OI	Okresní inspektorát
P	Fosfor

---

PAU	Polycyklické aromatické uhlovodíky
PCB	Polychlorované bifenyly
PVC	Polyvinylchlorid
Q	Průtok [ $\text{l}\cdot\text{s}^{-1}$ ]
RU	Ropné uhlovodíky
$\eta$	Účinnost [%]

**SEZNAM OBRÁZKŮ**

Obr. č. 1: Schéma podpory biodegradace zapouštěním roztoků živin do vrtů s recirkulací .....	20
Obr. č. 2: Schéma air sparingu.....	21
Obr. č. 3: Princip propustné bariéry.....	22
Obr. č. 4: Propařování vodní parou.....	23
Obr. č. 5: Schéma konvenční stripovací věže.....	24
Obr. č. 6: Schéma horizontálního difuzního provzdušňovače.....	24
Obr. č. 7: Základní schéma adsorpčního zařízení s regenerací vodní párou.....	25
Obr. č. 8: Mechanicky míchaný bioreaktor.....	27
Obr. č. 9: Bioreaktor s pneumatickohydraulickou homogenizací a samonasávacím válcem.....	28
Obr. č. 10: Schéma flotátoru s využitím vzduchu z kompresoru pro tvorbu bublin.....	29
Obr. č. 11: Konstrukce běžného ventingového vrtu.....	31
Obr. č. 12: Základní schéma uspořádání bioventingu.....	32
Obr. č. 13: Vymývání půdy v uspořádání in situ.....	33
Obr. č. 14: Schéma stabilizace a solidifikace in situ pro a) kalové laguny, b) kontaminované zeminy.....	34
Obr.č.15 : Sanační jednotka v prostoru Balakomu.....	40
Obr. č.16 : Schéma sanační jednotky v prostoru Balakomu.....	41
Obr. č. 17: Hladinoměr G-10.....	42
Obr. č. 18: Piccolo plus pH tester.....	42
Obr. č. 19: GPRT 1400 AN.....	42
Obr. č. 20: Oxymetr MKT 44A.....	43
Obr. č. 21: ANAGAS GA 94 .....	43
Obr. č. 22: Srovnání účinnosti stripovacích věží a horizontálního provzdušňovače v parametru NEL.....	51
Obr. č. 23: Srovnání účinnosti stripovacích věží a horizontálního provzdušňovače v parametru BTEX.....	52
Obr. č. 24: Pulzní čerpání- závislost čerpání vod z jednotlivých vrtů a množství sbírané fáze v roce 2005.....	53

---

Obr. č. 25: Pulzní čerpání- závislost čerpání vod z jednotlivých vrtů a množství sbírané fáze v roce 2006.....	55
Obr. č. 26: Množství zachyceného kontaminantu v AU.....	56

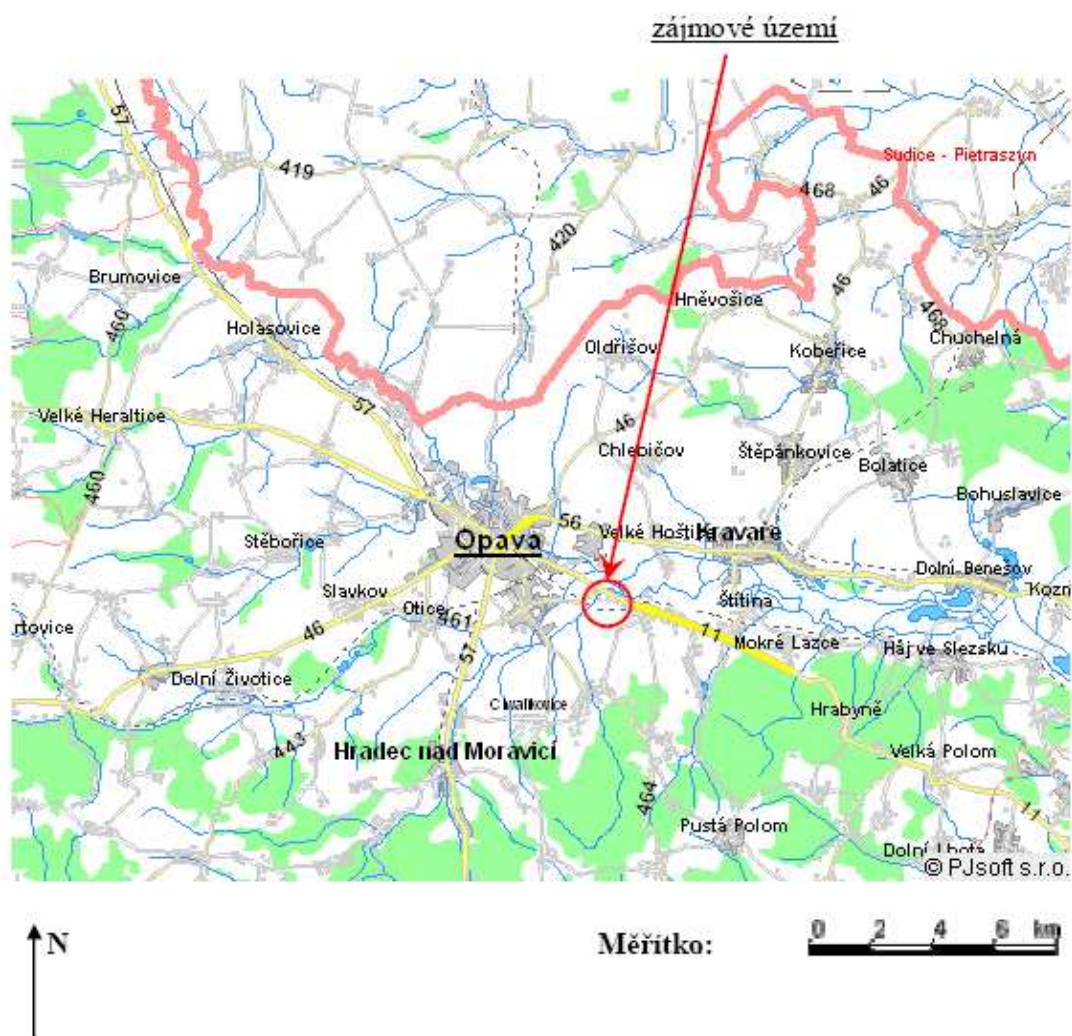
**SEZNAM TABULEK**

Tabulka č.1 : Měření hladin podzemní vody při jejím řízeném snižování.....	49
Tabulka č.2 : Laboratorní výsledky analýz z vrtu HSV-11.....	50
Tabulka č.3: Laboratorní výsledky analýz z vrtu HSV-12.....	50
Tabulka č.4: Účinnost čistícího zařízení na vrtu HSV-11 a HSV-12.....	50
Tabulka č.5: Laboratorní výsledky analýz z vrtu HSV-13 a účinnost čistícího zařízení ...	51
Tabulka č.6: Množství čerpaných podzemních vod a množství sesbírané volné fáze v roce 2005.....	53
Tabulka č.7: Množství čerpaných podzemních vod a množství sesbírané volné fáze v roce 2006.....	54
Tabulka č.8: Množství zachyceného kontaminantu v aktivovaném uhlí.....	55
Tabulka č.9: Výsledky laboratorních analýz vzorků vod.....	56
Tabulka č.10: Základní nutrienty v podzemní vodě.....	57
Tabulka č.11: Počty heterotrofních a degradujících mikroorganismů v podzemní vodě...	58
Tabulka č.12: Naměřené pH, Eh, O <sub>2</sub> a výpočet rH faktoru.....	58
Tabulka č.13: Naměřené pH, Eh, O <sub>2</sub> a výpočet rH faktoru.....	58
Tabulka č.14: Naměřené respirační plyny a výpočet rychlosti biodegradačního rozkladu..	59

## **SEZNAM PŘÍLOH**

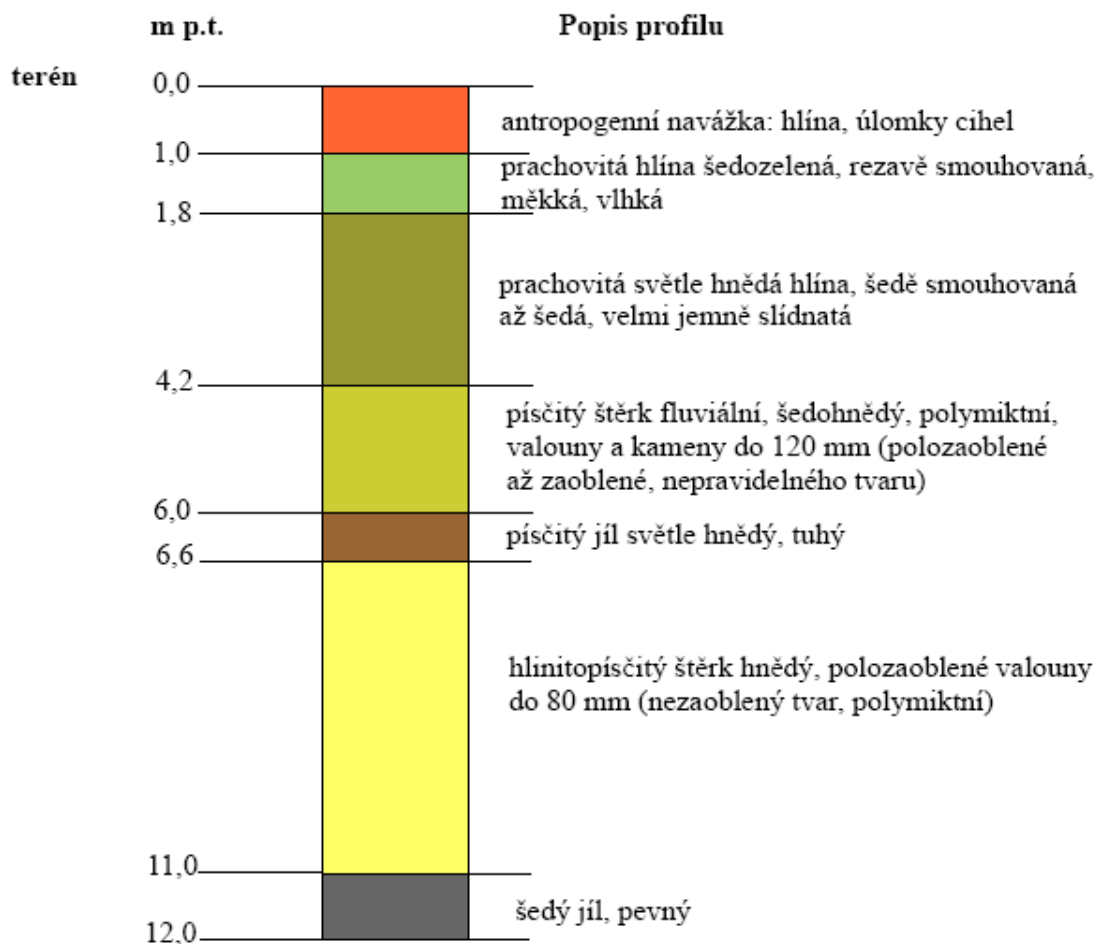
- P 1 : Širší zájmové území – Opava – Komárov
- P 2 : Typický petrografický profil v areálu Balakom, a.s., Opava – Komárov
- P 3 : Situace vrtů a průzkumných sond v areálu Balakom, a.s.
- P 4 : Izolinie rozhraní stropu kolektoru
- P 5 : Schematický 3D obrázek stropu kolektoru vytvořený z výsledků geofyzikálního měření
- P 6 : Předpokládané rozšíření kontaminace
- P 7 : Hydroizohypsy ze dne 11.8.2004
- P 8 : Hydroizohypsy ze dne 25.8.2004
- P 9 : Hydroizohypsy ze dne 8.9.2004
- P 10 : Hydroizohypsy ze dne 16.9.2004

Příloha č. 1: Širší zájmové území – Opava - Komárov



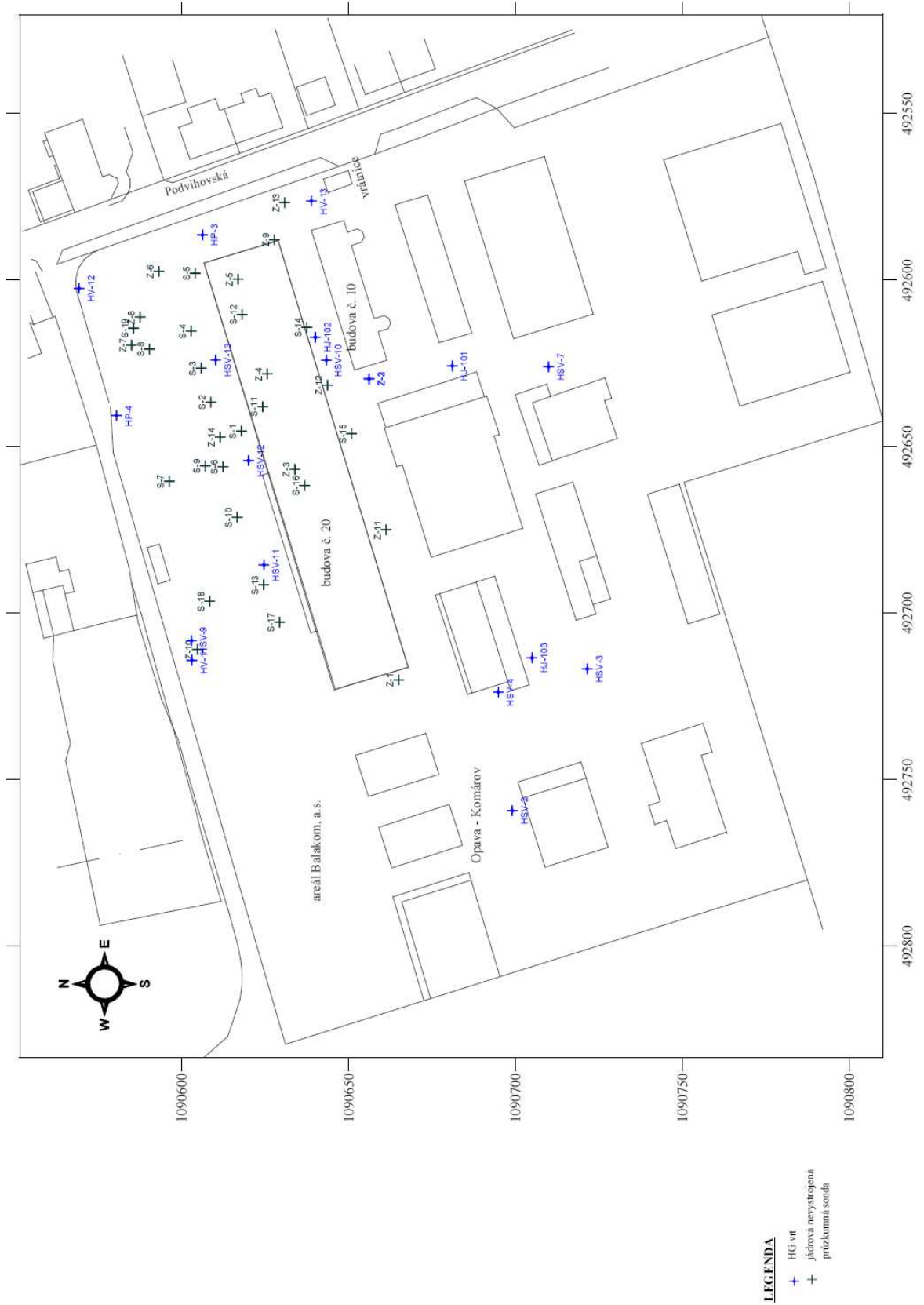


Příloha č. 2: Typický petrografický profil v areálu Balakom a.s. , Opava – Komárov

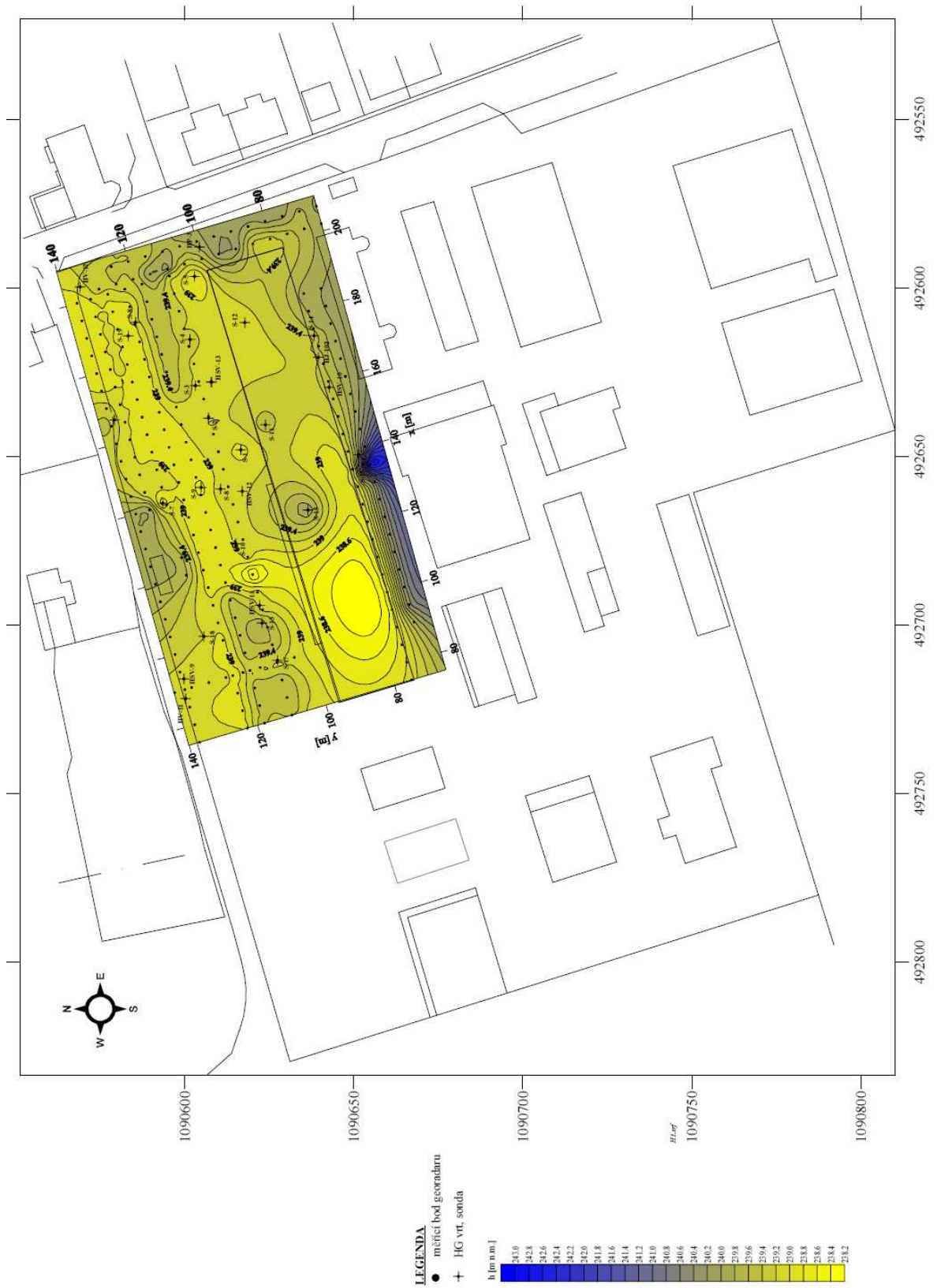


Měřítko: 1: 100

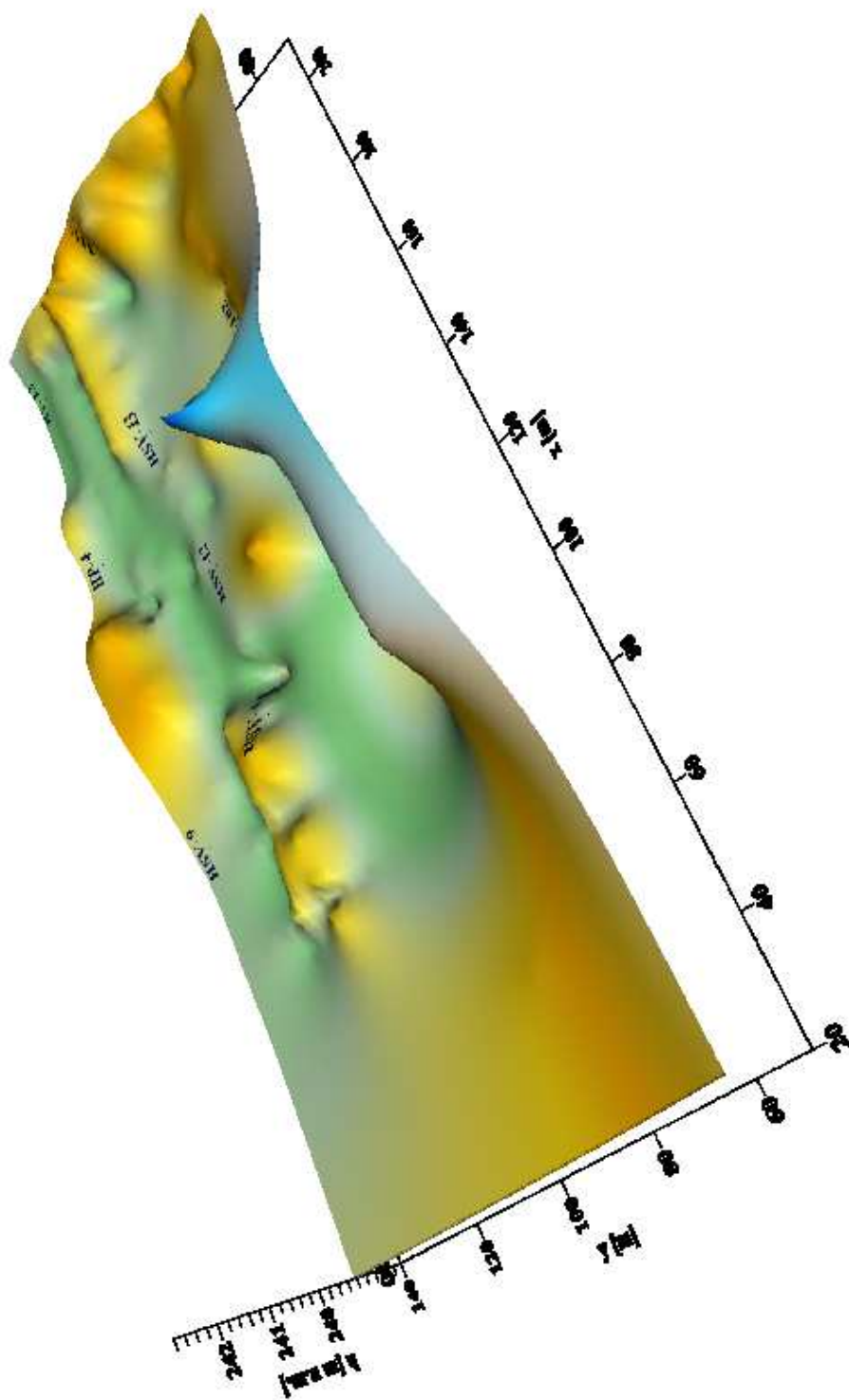
Příloha č.3: Situace HG vrtů a průzkumných sond v areálu Balakom, a.s.



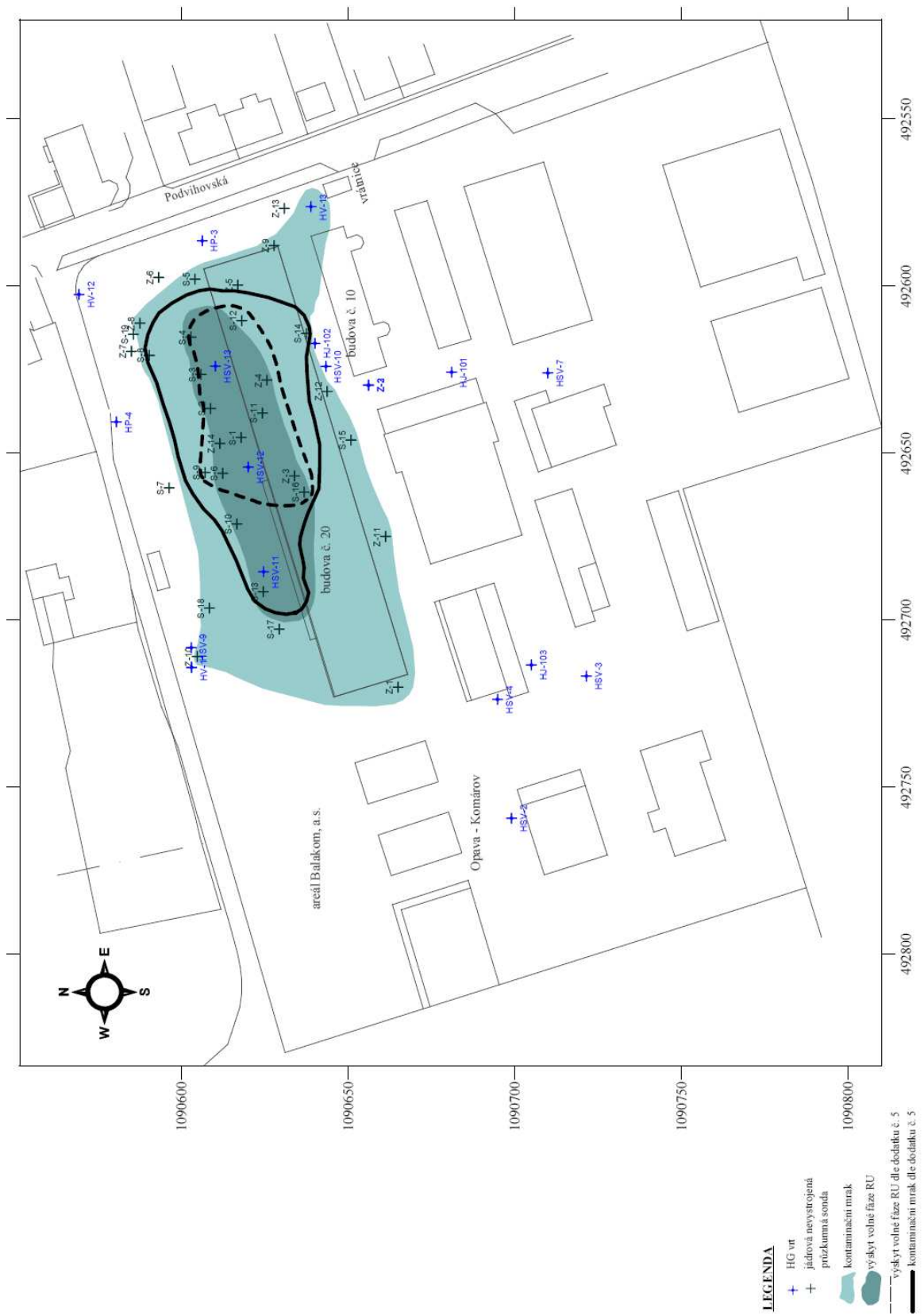
Příloha č. 4: Izolinie rozhraní stropu kolektoru (geofyzikální měření georadarem)



Příloha č. 5: Schématický 3D obrázek stropu kolektoru vytvořený z výsledků geofyzikálního měření



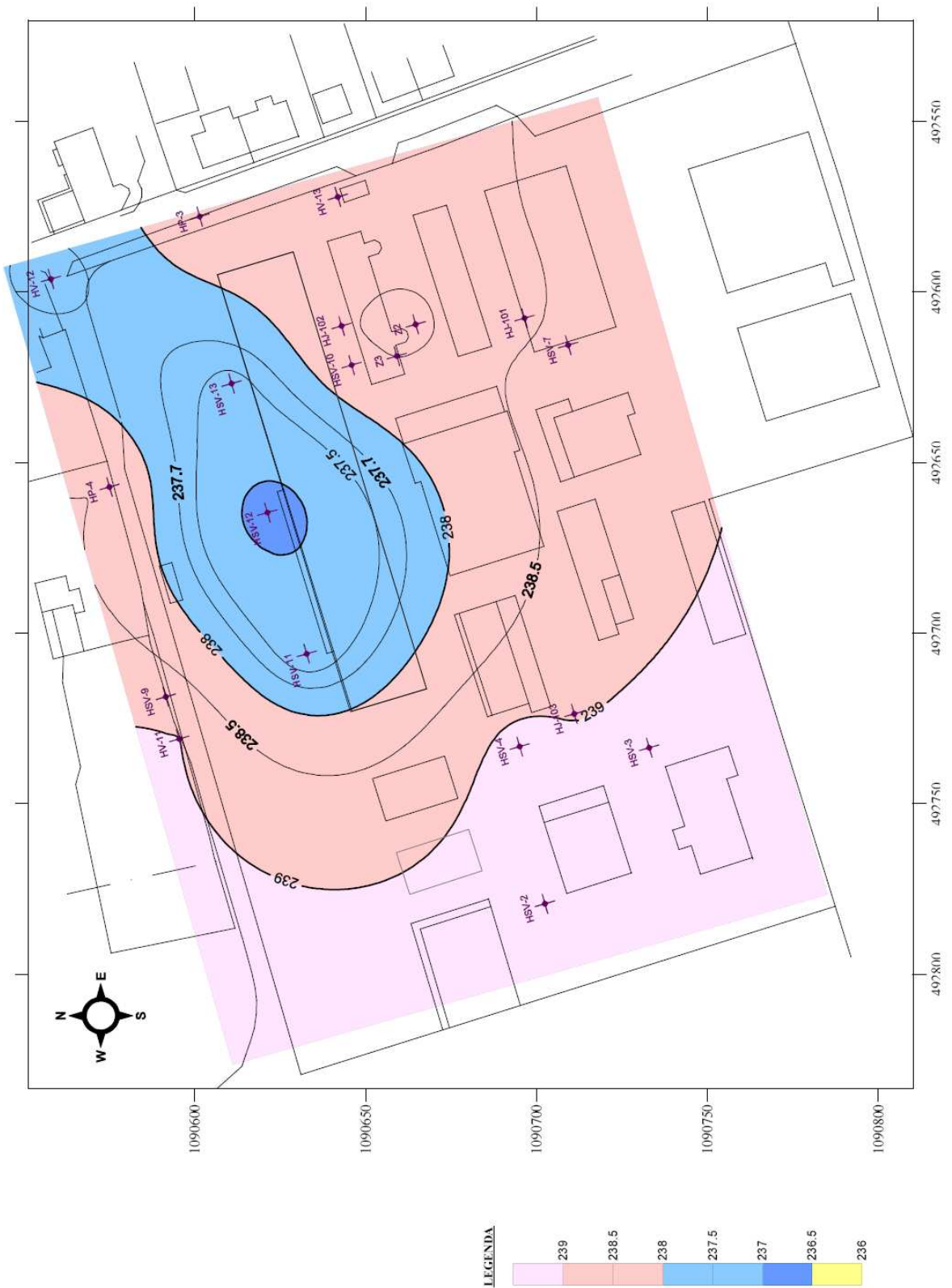
Příloha č. 6: Rozšíření kontaminace



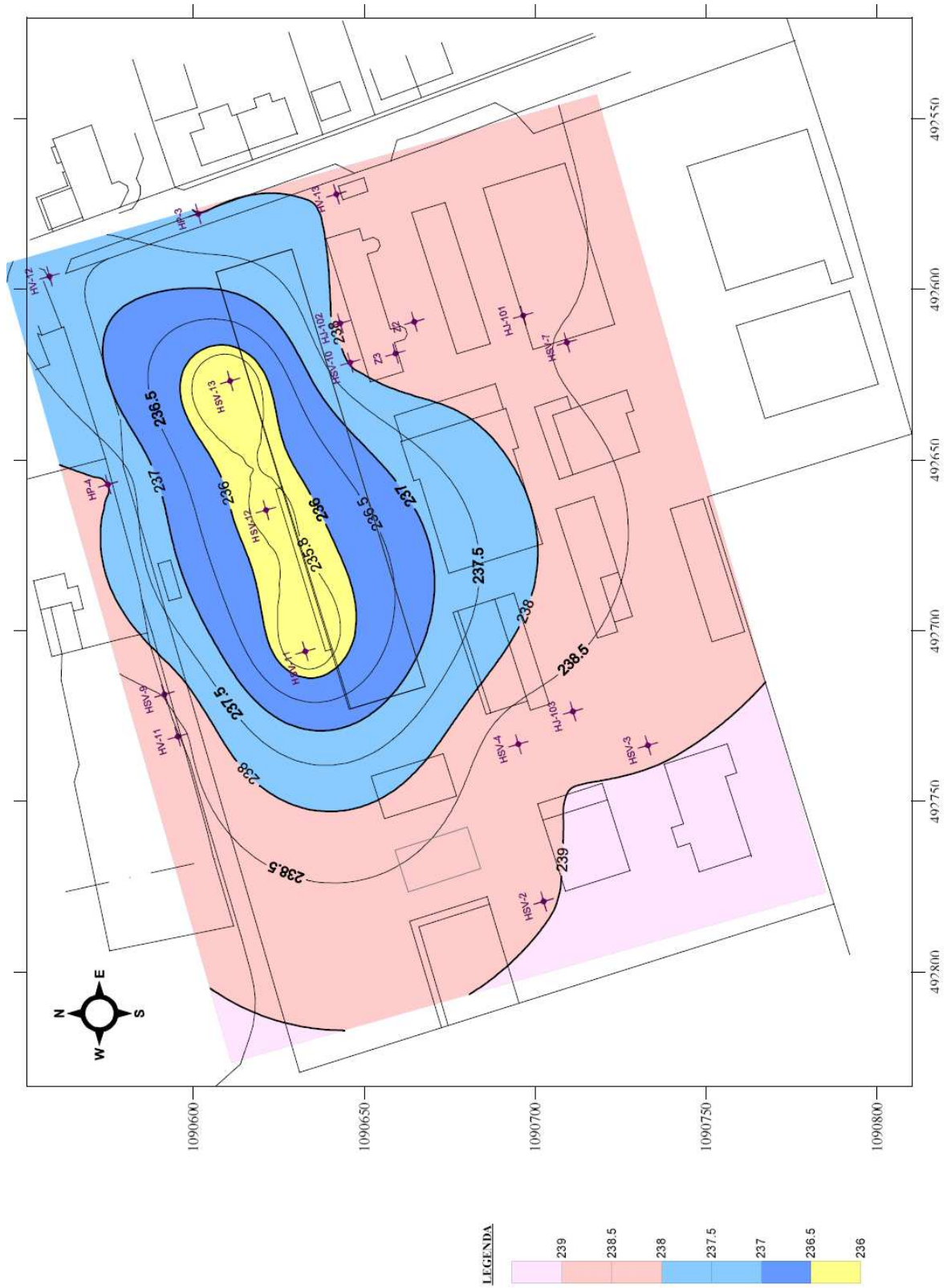
Příloha č. 7: Hydroizohypsy ze dne 11.8.2004 (snížení 2,5 m p.t. na HSV 11, snížení 3 m na HSV 12 a 5,5 m p.t. na HSV 13)



Příloha č. 8: Hydroizohypsy ze dne 25.8.2004 (snížení 5 m p.t. na vrtech HSV 11, HSV 12 a HSV 13)



Příloha č. 9: Hydroizohypsy ze dne 8.9.2004 (snížení 6 m p.t. na vrtech HSV 11 a HSV 12 a 6,5 m p.t. na HSV 13)





Příloha č. 10: Hydroizohypsy ze dne 16.9.2004 (snížení 7 m p.t. na vrtech HSV 11 a HSV 12 a 6 m p.t. na HSV 13)

