

Vysoké učení technické v Brně
Fakulta strojního inženýrství
Ústav metrologie a zkušebnictví

HODNOCENÍ ENVIRONMENTÁLNÍCH RIZIK

Disertační práce

Vypracoval:

Ing. Vít Ficbauer

Prohlašuji, že jsem disertační práci vypracoval samostatně pod vedením pana Prof. Ing. Františka BABINCE, CSc. a s použitím uvedené literatury v seznamu.

V Brně dne

.....
Vít Ficbauer

Poděkování

Rád bych poděkoval svému školiteli Prof. Ing. Františku Babincovi, CSc., za veškerou pozornost, trpělivost, za cenné rady a zkušenosti, a to nejen po odborné stránce, které mi během mého studia poskytl.

Dále bych rád poděkoval svým kolegům a přátelům Ing. Liboru Ivánkovi, Ph.D., Ing. Marku Tabasovi a Ing. Andrei Láskové, za cenné rady, podněty a především podporu při zpracování této práce.

Vřelý dík patří také Ing. Dagmar Rychlíkové, Ph.D., za pomoc, díky níž jsem mohl svou vědeckou práci dokončit.

Rovněž děkuji svým rodičům za neustálou podporu a své rodině za radost ze života.

Speciální poděkování patří všem pracovníkům Slovnaft VÚRUP, a.s., především paní Ing. Alici Mičíkové, Ph.D.

Abstrakt

Disertační práce je zaměřena na jednu z důležitých oblastí, se kterou se v současné době potýká celý český chemický průmysl, a to na hodnocení environmentálních rizik. Přínos této práce lze spatřit zejména v sestavení uceleného postupu hodnocení, který se v současné době stává součástí bezpečnostních analýz a dále v provázanosti hodnocení vlivu nebezpečných látek na povrchové a podzemní vody.

V úvodu práce jsou vymezeny předpokládané cíle a hrubý nástin řešení problému. Následně se autor zabývá aktuálním stavem hodnocení environmentálních rizik v ČR a metodikami doporučenými MŽP. Tyto metodiky jsou posléze zhodnoceny z hlediska jejich přínosu k problematice. Také je uveden přehled metod užívaných členskými zeměmi EU.

Komplexní postup hodnocení dopadů na životní prostředí neexistuje. Proto se autor věnuje možnosti propojení dílčích výstupů metod v ucelený postup a jeho aplikaci.

Obsáhlá kapitola je věnována jednomu z hlavních cílů a to návrhu postupu hodnocení dopadů na životní prostředí. Autor uvádí návrh vlastního přístupu k tématu a zároveň ho aplikuje v praxi. Tato aplikace na gigantu regionálního chemického průmyslu byla časově velmi náročná. Během této aplikace zaznamenal autor cenné poznatky k inovaci přístupu hodnocení vlivu látek na životní prostředí.

Výsledky aplikace a poznatky autor uvádí v závěrečné části práce. Tyto výsledky zpětně doplňují hodnocení uvedených českých metodik.

Abstract

The thesis is surveying one of the important spheres about which is nowadays concerned all the Czech chemical industry - environmental risk assessment. The benefit of the thesis can be seen particularly in the compact procedure setup, which is now becoming a part of safety analyses and also in the cohesion of the evaluation of dangerous substance influence upon surface moisture and ground water.

At the beginning of the thesis are specified supposed aims and raw problem solving syllabus. The author is subsequently dealing with the current state of environmental risk assessment in the CR and the methodologies recommended by the Department of the Environment. These methods are then evaluated according to their benefit for the topic. There is also mentioned the list of methods used by EU member countries.

There does not exist any complex evaluation procedure of environmental impact. Therefore the author pays his attention to the possibility of interconnection of individual outputs of the methods into the compact procedure and its application.

A capacious section heeds one of the main intentions, which is the project of the environmental impact procedure. The author names the suggestion of his own approach to the subject and at the same time applies it practically. This application in the giant regional chemical industry was very time-consuming. During the application the author registered valuable findings concerning the innovation of evaluation procedure of environmental impact.

The author mentions the results of the application and findings in the final part of the thesis. These results recomplete the evaluation of the mentioned Czech methodologies.

Obsah

Seznam tabulek	8
Seznam obrázků	9
Seznam příloh.....	9
Přehled použitých symbolů	10
Přehled použitých zkratk.....	12
Definice základních pojmů	14
1 Úvod.....	16
2 Formulace problému – cíle práce	17
3 Hodnocení environmentálního rizika – teoretický úvod	18
3.1 Úvod do hodnocení environmentálních rizik.....	18
3.2 Zdroj environmentálního rizika.....	19
3.3 Transport kontaminantu v prostředí	19
3.3.1 Rozdělovací koeficienty	21
3.3.2 Ekotoxikologické charakteristiky	23
3.4 Možné problémy v hodnocení environmentálního rizika	24
4 Stávající postupy hodnocení environmentálních rizik v ČR.....	25
4.1 Doporučené postupy hodnocení vlivu na ŽP	25
4.1.1 Metodický postup - „H&V index“	25
4.1.2 Metodický postup – ENVITech03.....	28
4.1.3 Zhodnocení současných postupů	30
5 Stávající postupy hodnocení environmentálních rizik v EU	32
5.1 Anglický přístup	32
5.2 Holandský přístup	33
5.3 Švédský přístup	33
5.4 Španělský přístup	33
5.5 Zhodnocení metodik EU	35
6 Navrhovaný způsob hodnocení rizika závažné havárie na ŽP	36
6.1 Selektce zdrojů rizik – metoda EAI	38
6.2 Hodnocení environmentálních rizik – metoda EUSES	40
6.2.1 Princip metody EUSES	40
6.2.2 Ocenění rizika metodou EUSES.....	42
6.3 Kvantitativní hodnocení rizik	43
6.3.1 Princip metody Proteus.....	43
6.3.2 Ocenění rizika metodou Proteus.....	47
6.4 Stanovení přijatelnosti havarijních úniků	49
7 Aplikace navrhovaného postupu.....	50
7.1 Popis hydrologických podmínek	50
7.2 Popis technologie ČOV	51
7.3 Popis kanalizačního systému	54
7.3.1 Chemická kanalizace	55
7.3.2 Kanalizace chladicích odpadních vod	56
7.3.3 Kanalizace splaškových odpadních vod	56
7.4 Selektce zdrojů environmentálních rizik.....	57
7.4.1 Selektce zdrojů environmentálních rizik v Podniku A	57
7.4.2 Selektce zdrojů environmentálních rizik v Podniku B	59
7.4.3 Porovnání selektce ERA a QRA	61

7.5	Dopad dlouhodobých úniků nebezpečných chemických látek na Vodní tok A	62
7.6	Dopad havarijních úniků nebezpečných chemických látek na Vodní tok A.....	68
7.7	Stanovení přijatelnosti dlouhodobých úniků	69
7.8	Stanovení přijatelnosti havarijních úniků	70
8	Aplikace postupu pro hodnocení podzemních vod.....	71
8.1	Nesaturovaná zóna	71
8.2	Saturovaná zóna	72
8.3	Výpočet rychlosti průniku kapaliny nesaturovanou zónou	73
8.3.1	Stanovení předpokládané koncentrace PEC local pro zeminu	73
8.3.2	Stanovení předpokládané koncentrace PEC local v pórové vodě.....	76
9	Dosažené cíle, analýza výsledků disertační práce	77
10	Závěr.....	78
11	Literatura.....	81
12	Autorovy publikace	84

Seznam tabulek

Tab. č. 1	Korekce ekotoxikologických dat
Tab. č. 2	Afinita látky vzhledem k jednotlivým složkám životního prostředí
Tab. č. 3	Seznam a popis předdefinovaných jednotek
Tab. č. 4	Seznam a popis předdefinovaného kanalizačního systému
Tab. č. 5	Seznam a popis předdefinovaného recipientu
Tab. č. 6	Souhrn vstupních dat pro stanovení EA Indexu
Tab. č. 7	Vybrané zdroje rizika podle EAI (EAI > 500), Podnik A
Tab. č. 8	Vstupní data pro stanovení EA Indexu – Podnik A
Tab. č. 9	Souhrn vstupních dat pro stanovení EA Indexu
Tab. č. 10	Vybrané zdroje rizika podle EAI (EAI > 500), Podnik B
Tab. č. 11	Vstupní data pro stanovení EA Indexu – Podnik B
Tab. č. 12	Porovnání výstupů selekcí QRA a ERA
Tab. č. 13	Vstupní data – EUSES 2.0 - amoniak
Tab. č. 14	Vstupní data – EUSES 2.0 – amoniaková voda 25-27% hmot.
Tab. č. 15	Vstupní data – EUSES 2.0 - MDEA
Tab. č. 16	Vstupní data – EUSES 2.0 - kapalné palivo (VOT, p-benz.)
Tab. č. 17	Vstupní data – EUSES 2.0 - kyselá voda (obsah. H ₂ S, NH ₃)
Tab. č. 18	Vstupní data – EUSES 2.0 - olej plynový, slop
Tab. č. 19	Vstupní data – EUSES 2.0 - surovina pro VGH
Tab. č. 20	Vstupní data – EUSES 2.0 - fenol
Tab. č. 21	Vstupní data – EUSES 2.0 - ropné produkty
Tab. č. 22	Výsledné kvantitativní hodnocení
Tab. č. 23	Souhrnná tabulka – výpočet RCR

Seznam obrázků

- Obr. č. 1 – Základní transportní trasy kontaminantu do složek ŽP
- Obr. č. 2 – Složky ŽP a jejich parametry afinity
- Obr. č. 3 – Postup hodnocení dopadů havárií na ŽP (H&V index)
- Obr. č. 4 – Postup hodnocení dopadů havárií na ŽP a úloha ENVITech03
- Obr. č. 5 – Princip hodnocení dopadů havárií na ŽP – Anglie
- Obr. č. 6 – Schéma hodnocení environmentálních rizik
- Obr. č. 7 – Cesty emisí od zdroje po jednotlivé složky ŽP
- Obr. č. 8 – Algoritmus stanovení přijatelnosti environmentálních rizik metodou EUSES
- Obr. č. 9 – Schéma únikových cest
- Obr. č. 10 – Množství uniklé látky
- Obr. č. 11 – Objem kontaminované povrchové vody
- Obr. č. 12 – Délka kontaminovaného břehu
- Obr. č. 13 – Graf stanovení přijatelnosti
- Obr. č. 14 – Schéma vodních toků v okolí objektu Podnik A
- Obr. č. 15 – Schéma ČOV bl. 17-18
- Obr. č. 16 – Technologické schéma MCHB ČOV – Podnik A
- Obr. č. 17 – MCHB ČOV v objektu Podniku A
- Obr. č. 18 – Schéma kanalizace chladících a dešťových vod v objektu Podniku A
- Obr. č. 19 – Průnik společně vybraných zdrojů rizik QRA x ERA v objektu Podnik A
- Obr. č. 20 – Průnik společně vybraných zdrojů rizik QRA x ERA v objektu Podnik B
- Obr. č. 21 – Grafické vyjádření přijatelnosti dlouhodobých úniků v objektu Podnik A
- Obr. č. 22 – Stanovení přijatelnosti havarijních úniků objektu Podnik A
- Obr. č. 23 – Algoritmus stanovení přijatelnosti environmentálních rizik
- Obr. č. 24 - Schéma komplexního hodnocení environmentálních rizik

Seznam příloh

- 1. Příloha č. 1 Výpočet programem EUSES
- 2. Příloha č. 2 Ukázka výpočtu programem PROTEUS pro zdroj 9a
- 3. Příloha č. 3 Selektivní tabulky zdrojů environmentálních rizik Podnik A
- 4. Příloha č. 4 Selektivní tabulky zdrojů environmentálních rizik Podnik B

Přehled použitých symbolů

Am	[t]	skladované/manipulované množství
BCF	[-]	biokoncentrační faktor
C_i	[mol.m ³]	koncentrace rozpuštěného plynu <i>i</i> v kapalině
C_O	[mg/l]	rovnovážná koncentrace látky v n-oktanolu
Con	[cSt]	kinematická viskozita
$C_{soil}(0)$	[mg.kg ⁻¹]	počáteční koncentrace
C_W	[mg/l]	rovnovážná koncentrace látky ve vodě
D_{air}	[mg.kg ⁻¹ .d ⁻¹]	denní depozice půdy z ovzduší
DGS	[-]	hloubka hladiny podzemní vody (Depth to groundwater surface)
DNW	[-]	vzdálenost k nejbližšímu vodnímu toku (Distance to nearest well, lake or watercourse)
$F_{water_{soil}}$	[-]	frakce vody v zemině
F_{ws}	[-]	korekční faktor
H	[Pa.m ³ .mol ⁻¹]	Henryho konstanta
h	[m]	mocnost nesaturované zóny
h_n	[m]	převýšení ve směru odečítaných bodů
k	[m.s ⁻¹]	koeficient filtrace
k_z	[d ⁻¹]	koeficient odbourávání z horní vrstvy zeminy
$K_{air-water}$	[-]	rozdělovací koeficient vzduch-voda
$k_{bio_{soil}}$	[d ⁻¹]	koeficient biodegradace
K_{leach}	[d ⁻¹]	koeficient vyluhování z horní vrstvy zeminy
K_{OC}	[-]	koeficient adsorpce na organický uhlík
K_{OW}	[mg/l]	rozdělovací koeficient oktanol- voda
$k_{sed-water}$	[m ³ .m ⁻³]	rozdělovací koeficient sediment-voda
$k_{soil-water}$	[m ³ .m ⁻³]	rozdělovací koeficient půda-voda
$k_{susp-water}$	[m ³ .m ⁻³]	rozdělovací koeficient suspenze-voda
k_{volat}	[d ⁻¹]	koeficient odpaření (těkání) ze zeminy
LGS	[-]	sklon a směr podzemní vody (The leaning of the groundwater surface and the flow direction)
LPI	[-]	typ podloží (Choose the lowest point in the interval if the rock beneath the soil is massive)
Mr	[g.mol ⁻¹]	molekulová hmotnost látky/přípravku
$PEC_{regional\ soil}$	[mg.kg ⁻¹]	koncentrace (regionální) v půdě
p_i	[Pa]	parciální tlak plynu <i>i</i> nad roztokem
R	[J.K ⁻¹ .mol ⁻¹]	universální plynová konstanta
RHO_{soil}	[kg.m ⁻³]	hustota vlhké půdy
s	[m]	vzdálenost hodnoceného biotopu od zdroje
S, Sol	[mg/l]	rozpustnost ve vodě
s_n	[m]	vzdálenost odečítaných bodů po spádnici
Sol	[hm. %]	rozpustnost ve vodě
Sur	[-]	vlastnosti prostředí, fce(DNW, DGS, LGS, LPI)
s_z	[m]	vzdálenost zdroje od hladiny povrchové vody
T	[K]	absolutní teplota
T_t	[d]	doba působení posuzované látky
Tox	[mg/l]	akutní toxicita LC50
v	[m.s ⁻¹]	rychlost větru

V_{ow}	$[m^{-3}]$	objem kontaminované vody
p, p°	$[Pa]$	tenze par
V_{ref}	$[m^{-3}]$	referenční objem
x		molární frakce látky A ve fázi 1 a 2
X_{LC50}	$[m]$	dosah hodnocené látky o zraňující koncentraci
γ		aktivní koeficient látky ve fázi 1 a 2
ΔG		Gibsova energie
$\Delta H_{V\dot{Y}P}$	$[J.mol^{-1}]$	výparné teplo
η	$[\%]$	procentuální zastoupení stability třídy
μ_A°		chemický potenciál čisté látky

Přehled použitých zkratk

AC	automobilová cisterna
AOI	Areas of Influence
BA	automobilový benzín
CAS	Chemical Abstract Substances
CorMix	Cornell Mixing Zone Expert System
ČOV	čistírna odpadních vod
DN	jmenovitá světlost potrubí
EAI	Environment-Accident Index
EC50	efektivní koncentrace, negativní efekt u 50% exponované populace
EHI	Environmental Harm Index
ERA	Environmental Risk Assessment
EU	Evropská unie
EUSES	European Union System for the Evaluation of Substance
GIS	Geografický informační systém
H&V Index	Hazard and Vulnerability Index (Index nebezpečí a zranitelnosti)
HA	Hazard Analysis (Vstupní analýza nebezpečnosti)
HAZOP	Hazard and Operability Study
IC50	inhibiční koncentrace (50%), stejné jako LC50, ale aplikováno na akutní toxicitu bakterií
LC50	smrtečná koncentrace, 50 % úmrtnost (Lethal Concentration, 50% Mortality) Střední smrtečná koncentrace je statisticky vypočtená koncentrace látky, která pravděpodobně způsobí za určitou dobu po expozici smrt 50 % jedinců, exponovaných po definovanou dobu. Hodnota LC50 se udává jako hmotnost testované látky ve standardním objemu prostředí (miligramy na litr).
LD50	smrtečná dávka, 50 % úmrtnost (Lethal Dose, 50% Mortality) Jedná se o statisticky vypočtenou jednotlivou dávku látky, která pravděpodobně způsobí za definovanou dobu smrt 50 % jedinců, kterým byla podána. Hodnota LD50 se udává jako hmotnost testované látky na jednotku hmotnosti jedince (miligramy na kilogram).
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level je nejnižší dávka nebo expoziční koncentrace látky, při které je ještě pozorován statisticky významný nepříznivý účinek na organismus v porovnání s kontrolní skupinou.
MCHB ČOV	Mechanicko-chemicko-biologická čistička odpadových vod
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
NEL	skupina převážně nepolárních uhlovodíků, pocházejících z minerálních olejů, motorové nafty, benzínu a jiných ropných látek, znečišťujících vody již v nepatrných koncentracích
NM	Motorová nafta
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level je nejvyšší dávka nebo expoziční koncentrace látky, při které není pozorován žádný statisticky významný nepříznivý účinek na organismus v porovnání s kontrolní skupinou.
NOEC	no-observable-effect concentrations (koncentrace nevyvolávající viditelný efekt)
OPPZH	Odborné pracoviště pro prevenci závažných havárií
PEC	Predicted Environmental Concentration
PNEC	Predicted No Effect Concentration
QRA	Quantitative Risk Analysis
QRA	Quantitative Risk Analysis
RCR	Risk Characterisation Ratio
R-věty	Standardní věty označující specifickou rizikovost

SHMÚ	Slovenský hydrometeorologický ústav
TGD	Technical Guidance Document in Support of Commission Directive 93/67/EEC for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No. 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances.
VOL	Lehký topný olej
VOŤ	Těžký topný olej
VŠB-TUO	Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava
VÚBP	Výzkumný ústav bezpečnosti práce
ŽC	Železniční cisterna
ŽP	Životní prostředí

Definice základních pojmů

Životní prostředí

Životní prostředí tvoří vše co vytváří přirozené podmínky existence organismů včetně člověka a je předpokladem jejich dalšího vývoje. Jeho složkami jsou zejména ovzduší, voda, horniny, půda, organismy, ekosystémy a energie [8].

Nebezpečná látka

Vybraná chemická látka nebo chemický přípravek, které vykazují jednu nebo více nebezpečných vlastností klasifikovaných podle zvláštního předpisu (zákon č. 356/2003 Sb.) [9].

Nebezpečná látka pro životní prostředí

Látky nebo přípravky, které při vstupu do životního prostředí představují nebo mohou představovat okamžité nebo pozdější nebezpečí pro jednu nebo více složek životního prostředí [9].

Nebezpečnost

Vlastnost látky (nebo fyzikálního či biologického jevu /děje/ faktoru), která nepříznivě působí na zdraví člověka, životní prostředí a materiální hodnoty.

Je to vlastnost vrozená (subjekt se jí nemůže zbavit), projeví se však pouze je-li člověk (životní prostředí) vystaven jejímu vlivu [7].

Riziko

Riziko je vyjádřeno jako pravděpodobnost, se kterou skutečně dojde za definovaných podmínek expozice k projevu nepříznivého účinku. V číselném vyjádření se tato pravděpodobnost může pohybovat od 0 (k poškození vůbec nedojde) do 1 (k poškození dojde ve všech případech) [7].

Podle legislativy [4] je riziko chápáno jako pravděpodobnost vzniku nežádoucího specifického účinku, ke kterému dojde během určité doby nebo za určitých okolností.

Hodnocení rizika

Postup, který využívá syntézu všech dostupných údajů podle současného vědeckého poznání pro určení druhu a stupně nebezpečnosti představovaného určitým faktorem, dále určení, v jakém rozsahu byly, jsou nebo v budoucnosti mohou být působení tohoto faktoru vystaveny jednotlivé skupiny populace a konečně zahrnuje charakterizaci existujících či potenciálních rizik vyplývajících z uvedených zjištění [7].

Závažná havárie

Mimořádná, částečně nebo zcela neovladatelná, časově a prostorově ohraničená událost, například závažný únik, požár nebo výbuch, která vznikla nebo jejíž vznik bezprostředně hrozí v souvislosti s užíváním objektu nebo zařízení, v němž je nebezpečná látka vyráběna, zpracovávána, používána, přepravována nebo skladována, a vedoucí k závažnému ohrožení nebo k závažnému dopadu na životy a zdraví lidí, hospodářských zvířat a životní prostředí nebo k újmě na majetku [4].

Nesaturovaná zóna

Zóna nad hladinou podzemní vody, ve které jsou dutiny horninového prostředí částečně vyplněny vzduchem a částečně vodou. K nesaturované zóně patří i pásmo kapilární třásně, kde jsou póry naplněny vodou, ale pórový tlak je negativní [7].

Saturovaná zóna

Vlastní zvodnělé pásmo pod hladinou podzemní vody, kde všechny dutiny horninového prostředí jsou vyplněny vodou [7].

1 Úvod

Životní prostředí je definováno jako „vše, co vytváří přirozené podmínky existence organismů včetně člověka a je předpokladem jejich dalšího vývoje“. Zjednodušeně řečeno „voda, půda, vzduch“. Je nepřenositelné a je jen jedno. Může být poškozováno a znečišťováno, ovšem ku neprospěchu celého lidstva a především neprospěchu budoucích generací.

Havárie typu úniku desítek tun benzenu z chemického provozu u města Charbin, kdy kontaminace řeky Sung-chua dosáhla takových rozměrů, že cca 3 mil. obyvatel města Charbin bylo několik dní bez dodávky pitné vody, ale i nepoměrně menší havárie s lokálními následky nutí společnost k jiné reakci na podobné události než jen pouhé konstatování, že „došlo k úniku...“.

Podobná tvrzení jsme dříve slyšeli často. Koncem devadesátých let minulého století, se změnou politických poměrů, se začalo výrazně měnit i vnímání podobných událostí. A začali se hledat konkrétní viníci kontaminace. V současné době jsou díky monitoringu snadno identifikovatelní znečišťovatelé životního prostředí a snad i tento fakt byl jednou z hybných sil při vzniku prvních bezpečnostních analýz. Tento, poněkud emotivní začátek teď doplní fakta.

Česká republika je poměrně silně zasažena průmyslovou činností, nacházejí se zde jak malé provozy, tak i větší podniky chemického a těžebního průmyslu. V těchto objektech se v převážně většině zpracovávají, vyrábějí nebo skladují nebezpečné látky. Bohužel ne vždy se k procesům či skladovacím zařízením přistupuje s pozorností, kterou si, vzhledem ke skladovaným a zpracovávaným látkám, vyžadují. A tak se veřejnost často seznamuje s termínem „environmentální riziko“. Skutečnosti, že dochází k únikům nepostihují „pouze“ složky životního prostředí, ale sekundární postihy provozovatele mohou mít takové ekonomické dopady, které povedou k výraznému omezení činnosti a s tím i omezení pracovních pozic.

Legislativně je prevence závažné havárie ošetřena zákonem č. 59/2006 Sb., o prevenci havárií způsobených chemickými látkami a přípravky. Tento zákon (a zákony jemu předcházející) harmonizuje českou legislativu s legislativou EU, jakožto nutný krok po vstupu ČR do Evropské unie. Zákon č. 59/2006 Sb. vychází z direktivy SEVESO I a SEVESO II, která je od počátku devadesátých let zaváděna v EU na základě mnohých závažných havárií způsobených nebezpečnými látkami. Název SEVESO je odvozen od italského města Seveso, ve kterém došlo v roce 1976 k rozsáhlému úniku dioxinů (TCDD) z místního chemického závodu. Na základě platnosti tohoto zákona [4] je provozovatel, na území jehož podniku dochází k výrobě, skladování či manipulaci s nebezpečnými látkami (a spadá pod dikci tohoto zákona) povinen vypracovat bezpečnostní program nebo bezpečnostní zprávu, jejíž součástí je analýza rizik obsahující hodnocení environmentálních rizik závažné havárie.

Komplexní analýza společenských rizik se již v současné době, po mnoha odborných diskusích, ustálila, avšak přístup k hodnocení environmentálních rizik je otázkou neustále otevřenou. Proto je tato práce je věnována posuzování vlivu chemických látek na životní prostředí, ať už z pohledu dlouhodobých tak i havarijních úniků. Vytyčené cíle mají za úkol posunout řešení této problematiky směrem k racionálnímu inženýrskému přístupu. Autor práce spatřuje problém cesty kontaminantu do životního prostředí především v procesních zařízeních a k nim upírá svoji pozornost. Nebude-li zdroje rizika nebude riziko, je-li zdroj rizika, potom se musíme soustředit na to, jak riziko eliminovat.

2 Formulace problému – cíle práce

Primárním cílem této disertační práce je najít vhodný způsob hodnocení dlouhodobých a havarijních úniků látek z vybraných zdrojů rizika na životní prostředí, resp. na **povrchové vody**.

Hlavní cíl disertační práce lze shrnout do následujících bodů:

- vypracovat vlastní postup hodnocení ERA, korespondující s hodnocením společenského rizika (pokusit se využít stávající metodiky doporučené MŽP),
- aplikace navrhovaného postupu v průmyslu (ověření funkčnosti postupu a získání ohlasu ze strany průmyslu),
- navrhnout postup hodnocení dopadu analyzované průmyslové činnosti na podzemní vody.

3 Hodnocení environmentálního rizika – teoretický úvod

3.1 Úvod do hodnocení environmentálních rizik

Hodnocení environmentálního rizika je definováno jako postup, který využívá syntézu všech dostupných údajů podle současných vědeckých poznatků pro určení druhu a stupně rizik plynoucích z ekologické zátěže. Stanoví v jakém rozsahu byly, jsou a nebo v budoucnosti mohou být působení tohoto znečištění vystaveny jednotlivé skupiny populace, nebo složky ŽP a konečně zahrnuje charakterizace existujících nebo potenciálních rizik z vedených zjištění vyplývajících [7].

Tato definice v sobě zahrnuje základní přístup k hodnocení environmentálního rizika, který spočívá v následujících krocích:

- Identifikace rizika (určení nebezpečnosti látky)
- Odhad rizika (analýza vztahu dávka – odpověď, hodnocení expozice)
- Ocenění (charakterizace) rizika a stanovení přijatelnosti rizika

Jednotný přístup k hodnocení environmentálního rizika není v současné době jasně stanoven, stejně tak jako jednotný a metodicky zajištěný přístup k hodnocení tohoto rizika. Jako vzor pro hodnocení environmentálního rizika slouží přístupy k hodnocení společenského rizika. Postup při hodnocení společenských a ekologických rizik by mohl být v zásadě obdobný. Rozdíl spočívá v subjektu, jehož ohrožení je zkoumáno. Zatímco v případě společenských rizik je předmětem hodnocení člověk jako jediný biologický druh, v případě hodnocení ekologických rizik je hodnocena pravděpodobnost nežádoucích účinků na řadu rostlinných a živočišných druhů a to nikoliv izolovaně, nýbrž ve společenstvích vyskytujících se v reálných ekosystémech v jednotlivých složkách životního prostředí¹ [10]

Komplexní hodnocení rizika vzhledem k životnímu prostředí s ohledem na různé možnosti transportu kontaminantu je úkol multidisciplinární a poměrně náročný. Transport kontaminantů v prostředí od zdroje až ke konečnému příjemci může totiž zahrnovat celou řadu dílčích transportních dějů, jejichž popis vyžaduje množství vstupních údajů. Metody, které jsou v této disertační práci předloženy, popsány a aplikovány předpokládají určitá zjednodušení reálné situace, a to z časových důvodů a také proto, že některá vstupní data jsou velmi obtížně dosažitelná.

¹ <http://www.env.cz/www/zamest.nsf/defc72941c223d62c12564b30064fdcc/9a5e2152d76b0584c1256ac3002b1f31?OpenDocument>

3.2 Zdroj environmentálního rizika

Jako možný zdroj rizika je chápána technická nebo technologická jednotka, ve které je nebezpečná látka vyráběna, zpracovávána, používána, přepravována nebo skladována. Ke kontaminaci životního prostředí může dojít:

a) při běžném provozu jednotky

K úniku kontaminantu z běžného provozu do životního prostředí může dojít při drobných provozních netěsnostech zařízení, a dále při manipulaci s látkou nebezpečnou pro životní prostředí.

b) při najíždění a odstávce

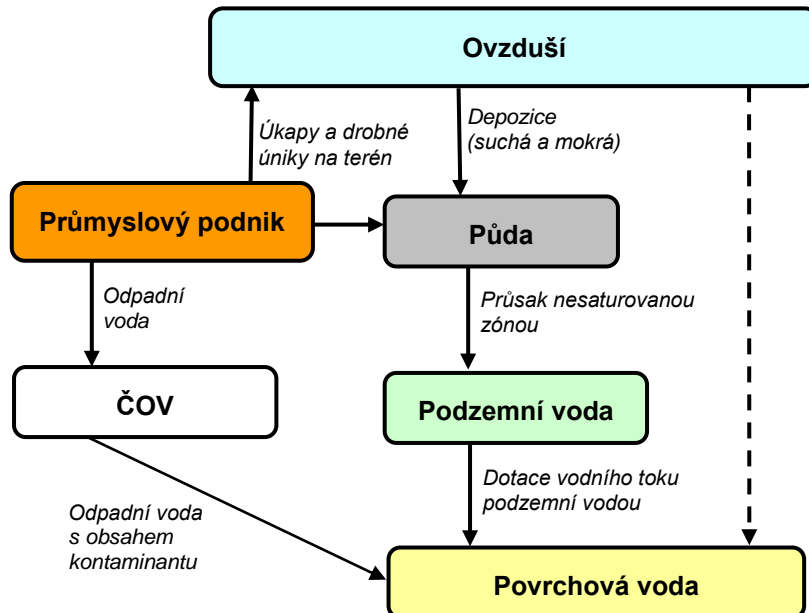
Jedná se o nestandardní provozní fáze, kdy se zvyšuje pravděpodobnost vzniku havarijní situace a následného úniku kontaminantu do prostředí.

c) při havarijních únicích (mimořádné situace)

Při havarijním úniku dochází k okamžitému nebo ke krátkodobému úniku velkého množství kontaminantu do prostředí. Zdrojem může být technická nebo technologická jednotka, která obsahuje větší množství chemické látky nebezpečné pro životní prostředí.

3.3 Transport kontaminantu v prostředí

Základní transportní trasy kontaminantu v prostředí jsou znázorněny v následujícím schématu. Schéma nezahrnuje konečné příjemce kontaminantu, což jsou např. vodní organismy.



Obr. č. 1 – Základní transportní trasy kontaminantu do složek ŽP

Transport kontaminantu v prostředí (od zdroje ke konečnému příjemci) je založen na chemické rovnováze v jednotlivých složkách prostředí. Na rozhraní mezi složkami životního prostředí (environmentálními fázemi) existuje spontánní přenos chemických látek a energie až do dosažení chemické rovnováhy. Podmínkou chemické rovnováhy je rovnost chemických potenciálů dané látky v obou fázích.

Proces fázového přenosu látky A mezi dvěma fázemi (např. fázový přechod mezi kapalnou a plynnou fází) je možné znázornit následovně:



Energetický stav látky A je za dané teploty (T) a tlaku (p) v každé fázi (fáze 1 a 2) je vyjádřen odpovídajícím chemickým potenciálem látky.

$$\begin{aligned} \mu_{A1} &= \mu_A^0 + R \cdot T \cdot \ln \gamma_{A1} x_{A1} \\ \mu_{A2} &= \mu_A^0 + R \cdot T \cdot \ln \gamma_{A2} x_{A2}, \end{aligned} \quad (2)$$

kde: μ_A^0 – chemický potenciál čisté látky,
 x – molární frakce látky A ve fázi 1 a 2,
 γ – aktivní koeficient látky ve fázi 1 a 2,²
 R – universální plynová konstanta [J.K⁻¹.mol⁻¹],
 T – absolutní teplota [K].

V rovnovážném stavu platí rovnost chemických potenciálů v obou fázích:

$$\mu_{A1} = \mu_{A2}, \quad (3)$$

Z rovnosti vyplývá:

$$R \cdot T \cdot \ln \gamma_{A1} x_{A1} = R \cdot T \cdot \ln \gamma_{A2} x_{A2}, \quad (4)$$

Úpravou tohoto vztahu je možné dojít k rovnici:

$$R \cdot T \cdot \ln \frac{x_{A1}}{x_{A2}} = -R \cdot T \cdot \ln \gamma_{A1} - R \cdot T \cdot \ln \gamma_{A2}, \quad (5)$$

Logaritmus podílu molárních frakcí látky v obou fázích je úměrný rozdílu logaritmů aktivních koeficientů látky ve fázích.

Relativní zastoupení látky A (molární frakce) ve dvou fázích v rovnováze se vyjadřuje jako rozdělovací koeficient látky A mezi dvěma fázemi. Logaritmus rozdělovacího koeficientu je tedy úměrný změně chemických potenciálů v obou fázích, tedy i změně Gibbsovy energie³ sledované fáze.

Na výše uvedených vztazích je založen transport kontaminantu v prostředí⁴. Rozdělovací koeficienty jsou přitom pro určité látky charakteristickými veličinami.

Pro popis rozdělení látky mezi jednotlivými složkami životního prostředí se využívá několik rozdělovacích koeficientů. Jejich popis je v následující podkapitole. Pomocí těchto rozdělovacích koeficientů je možné odhadnout chování kontaminantu v prostředí a jeho afinitu k jednotlivým složkám životního prostředí.

² Aktivita je bezrozměrné číslo, které vyjadřuje jak se liší chování složky za daných podmínek od jejího chování ve zvoleném standardním stavu. Aktivní koeficient je možné vyjádřit podílem fugacit za daných podmínek a ve standardním stavu. Fugacita je skutečná míra únikové snahy složky v roztoku. Lze na ni pohlížet jako na idealizovaný parciální tlak nebo parciální tlak páry.

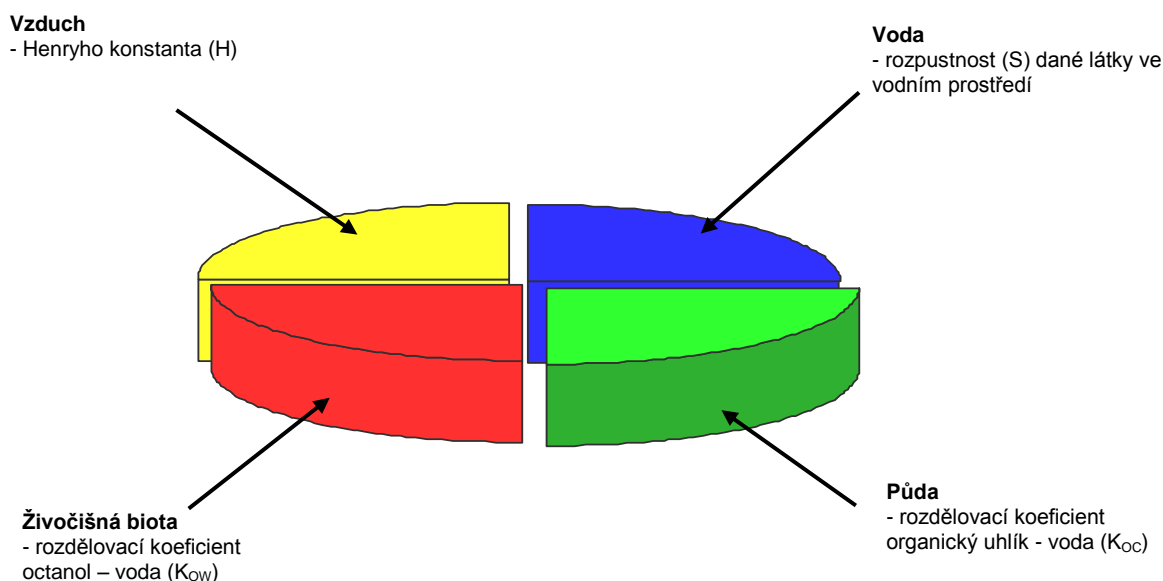
³ Gibbsova energie - vyjadřuje samovolnost reakcí probíhajících za konstantní teploty a tlaku

- samovolný děj ... $\Delta G < 0$
- nesamovolný děj ... $\Delta G > 0$
- pokud $\Delta G = 0$ rovnovážný děj

⁴ Více k procesům fázových přechodů je uvedeno v [11].

3.3.1 Rozdělovací koeficienty

Obr. č. 2 znázorňuje čtyři základní složky životního prostředí, čtyři potenciální příjemce kontaminantu. Jednotlivé složky jsou reprezentovány základní charakteristikou:



Obr. č. 2 – Složky ŽP a jejich parametry afinity

ROZPUSTNOST S [mg.l⁻¹]

Rozpustnost dané látky ve vodě je definována hmotnostní koncentrací jejího nasyceného roztoku ve vodě při dané teplotě. Udává se v jednotkách hmotnosti v objemu roztoku.

Obecně se rozdělují látky podle rozpustnosti na dvě základní skupiny:

- čisté látky s malou rozpustností ($<10^{-2} \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$), stálé ve vodě.
- pro čisté látky s vyšší rozpustností ($>10^{-2} \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$), stálé ve vodě.

Rozpustnost látky ve vodě je důležitou veličinou pro výpočet dalších veličin.

ROZDĚLOVÁNÍ VODA/BIOTA

Rozdělovací koeficient oktanol – voda [-]

Rozdělovací koeficient (K) je definován jako poměr rovnovážných koncentrací (C_i) rozpuštěné látky v dvoufázovém systému tvořeném dvěma prakticky nemísitelnými rozpouštědly.

Pro rozdělovací koeficient n-oktanol – voda platí:

$$K_{ow} = \frac{C_o}{C_w}, \quad (6)$$

kde: C_o – rovnovážná koncentrace látky v n-oktanolu [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$],
 C_w – rovnovážná koncentrace látky ve vodě [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$].

Rozdělovací koeficient (K) se obvykle udává jako dekadický logaritmus ($\log K_{ow}$).

$K_{ow} < 10$ látka je hydrofilní, má vyšší rozpustnost ve vodě,
 $10 < K_{ow} < 10^4$ látka se dobře akumuluje v tukové tkáni a bioakumuluje v potravinovém řetězci,
 $K_{ow} > 10^4$ látka je velmi hydrofobní.

Biokoncentrační faktor [-]

Je poměr mezi koncentrací látky v organismu ke koncentraci ve vodě. Biokoncentrační faktor se pohybuje v rozmezí od 1 do 10^6 . Pokud BCF leží v intervalu od 1 do 100, pak je látka potenciálně bioakumulovatelná, pokud BCF je vyšší než 100, pak je látka riziková z hlediska bioakumulovatelnosti.

BCF je možné stanovit na základě rozdělovacího koeficientu oktanol – voda K_{ow} ze vztahu:

$$\log BCF = 0,76 \log K_{ow} - 0,23, \quad (7)$$

kde: K_{ow} – rozdělovací koeficient oktanol- voda [mg.l^{-1}].

ROZDĚLOVÁNÍ PŮDA (SEDIMENT)/VODA**Koeficient adsorpce na organický uhlík [-]**

Je mírou tendence organické látky být adsorbována půdou a sedimentem. Hodnoty K_{oc} se mohou pohybovat od 1 do 10^7 . Vysoké K_{oc} znamená že látka má tendenci se vázat na půdu nebo sediment. Koeficient adsorpce na organický uhlík je možné vypočítat na základě rozdělovacího koeficientu oktanol – voda.

$$K_{oc} = 1,26 \cdot K_{ow}^{0,81}, \quad (8)$$

kde: K_{ow} – rozdělovací koeficient oktanol- voda [mg.l^{-1}].

ROZDĚLOVÁNÍ OVZDUŠÍ/VODA**Henryho konstanta [$\text{Pa.m}^3.\text{mol}^{-1}$]**

Henryho zákon vyjadřuje závislost rozpustnosti plynů v kapalinách na jejich tlaku, tzn. že, rozpustnost plynu je za konstantní teploty přímo úměrná parciálnímu tlaku tohoto plynu v prostoru nad kapalinou.

$$c_i = H \cdot p_i, \quad (9)$$

kde: c_i – koncentrace rozpuštěného plynu i v kapalině [mol.m^3],
 c_i – parciální tlak plynu i nad roztokem [Pa],
 H – Henryho konstanta [$\text{Pa.m}^3.\text{mol}^{-1}$],

K ustavení rovnováhy mezi plynem a kapalinou je zapotřebí určité doby. Jakmile se rovnováha ustaví, odpovídá určité teplotě, tlaku a koncentraci absorbované složky v kapalině zcela určitá koncentrace složky plynu.

Výpočet Henryho konstanty z fyz. vlastností látky:

$$H = \frac{p^\circ \cdot M_r}{S}, \quad (10)$$

kde: p° – tenze par [Pa],
 M_r – molekulová hmotnost látky/přípravku [g.mol^{-1}],
 S – rozpustnost [mg.l^{-1}].

DALŠÍ CHARAKTERISTIKY LÁTKY/PŘÍPRAVKU

Tenze par [Pa]

Tenze par je definována jako tlak nasycené páry nad tuhou nebo kapalnou látkou. Při termodynamické rovnováze je tenze par čisté látky výlučně funkcí teploty.

Závislost tenze par na teplotě je popsána Clausiusovou – Clapeyronovou rovnicí:

$$\ln p^{\circ} = -\frac{\Delta H_{\text{vÝP}}}{R \cdot T} + C, \quad (11)$$

kde: p° – tenze par látky [Pa],
 $\Delta H_{\text{vÝP}}$ – výparné teplo [$\text{J} \cdot \text{mol}^{-1}$],
 R – univerzální plynová konstanta [$\text{J} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$],
 T – teplota [K].

Bod varu [°C]

Normální bod varu = rovnovážný stav mezi kapalinou a parou při tlaku 1 atm.

Cílem hodnocení environmentálního rizika je vyhodnotit riziko vzhledem k následujícím složkám životního prostředí.

SLOŽKA (prostředí)	MÉDIUM
voda	povrchová voda sediment
půda	půda podzemní voda
ovzduší	vzduch

Nejlépe propracované je hodnocení environmentálního rizika vzhledem k vodnímu prostředí (povrchová voda). Je tomu tak pro dostupnost ekotoxikologických charakteristik jednotlivých látek pro toto prostředí.

3.3.2 Ekotoxikologické charakteristiky

Ekotoxikologické hodnoty charakterizují účinky kontaminantu na organismus ve vztahu k aplikovanému množství kontaminantu. Ekotoxikologické parametry vyplývají z testů akutní toxicity na určitých živočišných druzích. Např. pro vodní organismy se tyto testy provádějí na následujících druzích:

- Dafnie (primární konzument)
- řasa (producent)
- dravá ryba (sekundární konzument)

Pokud látka nemá negativní efekt na tyto složky potravního řetězce, pak lze tvrdit, že se pravděpodobně jedná o látku, která nemá vzhledem k vodnímu prostředí nebezpečné vlastnosti.

Ekotoxikologické testy musí mít přesně definovanou dobu expozice, mohou být krátkodobé nebo dlouhodobé. Pro některé nebezpečné chemické látky nejsou stanovena ekotoxikologická data pro všechny testovací druhy, ale např. pouze pro Dafnie nebo ryby.

3.4 Možné problémy v hodnocení environmentálního rizika

V následujících kapitolách je naznačen možný přístup k hodnocení environmentálního rizika. Podstatou postupu je zjištění koncentrace (dávky) nebezpečné chemické látky v určité složce životního prostředí a vztah této koncentrace (dávky) ke koncentraci (dávce) mezní nebo limitní⁵. Jak již bylo uvedeno, hodnocení společenského rizika je lépe propracováno než hodnocení environmentálního rizika.

Z této skutečnosti vyplývá:

- nedostatek dat o nejcitlivějších příjemcích v určité složce životního prostředí,
- nedostatek informací o působení nebezpečných chemických látek na příjemce (v tomto případě je možné postupovat tak, že se srovnávací hodnoty nahrazují např. standardy pro kvalitu vody),
- nejsou vždy stanovena kritéria přijatelnosti pro hodnocení environmentálního rizika,
- v případě nejistot (nejasností) může být hodnocení environmentálního rizika časově velmi náročné.

⁵ Toto hodnotou může být ekotoxikologická charakteristika nebo limitní koncentrace daná legislativními předpisy.

4 Stávající postupy hodnocení environmentálních rizik v ČR

4.1 Doporučené postupy hodnocení vlivu na ŽP

Ministerstvo životního prostředí vydalo v březnu roku 2003 metodický pokyn⁶ pro stanovení zranitelnosti životního prostředí.

Metodický pokyn obsahuje dvě metody doporučené ministerstvem:

- H&V index,
- ENVITech03.

Podrobné postupy hodnocení vlivu nebezpečných látek na životní prostředí těmito metodikami jsou uvedeny na internetových stránkách MŽP.

Metodiky by měly hodnotit závažnost havárií pro životní prostředí (ŽP) podle požadavků zákona č. 59/2006 Sb., o prevenci závažných havárií [4] a stát se tak jedním článkem v procesu hodnocení rizik závažných havárií podle požadavků zmíněného zákona.

V následujících kapitolách je uveden stručný popis metodik a jejich dílčí hodnocení (je doplněno i v závěru této práce).

4.1.1 Metodický postup - „H&V index“

První z metodik doporučených Ministerstvem životního prostředí je indexová metodika H&V index, která vznikla na specializovaném pracovišti VŠB – TUO.

Kromě hodnocení environmentálního rizika podle požadavků zákona č. 59/2006 Sb., o prevenci závažných havárií, je možné tento postup použít pro hodnocení a prioritizaci rizik v územích do velikosti okresu (pro větší územní celky by hodnocení vyžadovalo využití Geografických informačních systémů – GIS) [12].

Z postupu analýzy (schématicky naznačen na Obr. č. 3) je patrné, že probíhá po dvou paralelních větvích, a to:

- 1) stanovení indexu nebezpečnosti látky pro složky ŽP,
- 2) stanovení indexu zranitelnosti území vůči potenciální havárii s účastí nebezpečné látky.

Ad 1)

Cílem této první části je:

...určit index nebezpečnosti látky na základě posouzení jejich vlastností [12].

Index nebezpečnosti látky pro ŽP je kombinací (eko)toxických vlastností látky, fyzikálně-chemických vlastností látky a možností šíření látky.

Metodika rozlišuje dva typy indexů nebezpečnosti:

- index toxické nebezpečnosti látky, (dopad je hodnocen zvlášť pro vodní prostředí, půdní prostředí a pro biotickou složku prostředí)
- index nebezpečnosti látky z hlediska její hořlavosti.

⁶ [www.env.cz/AIS/web-pub.nsf/\\$pid/MZPKHF6OS6AA](http://www.env.cz/AIS/web-pub.nsf/$pid/MZPKHF6OS6AA)

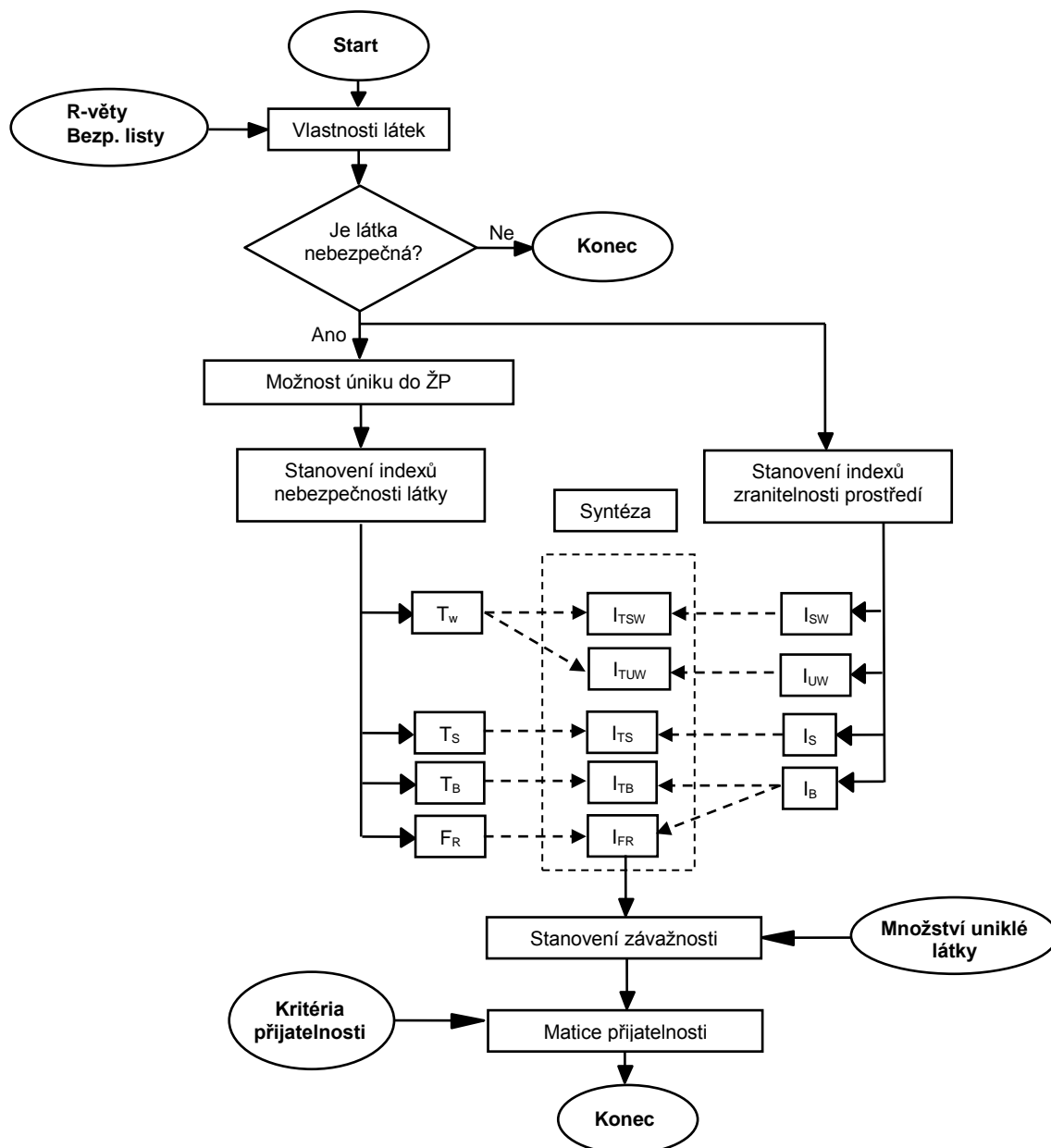
Ad 2)

Tento index plošně posuzuje vybrané složky životního prostředí, s ohledem na jejich možnou zranitelnost vůči účinkům nebezpečných látek, jejich cennost a využívání [12].

Index zranitelnosti území (životního prostředí) je stanoven odděleně pro následující složky prostředí: povrchové a podzemní vody, půdní prostředí, biotickou složku krajiny. Index zahrnuje charakteristiky těchto složek, např. propustnost půdy, propustnost hydrogeologického podloží, využití půdy, využívání podzemní a povrchové vody, zvláště chráněná území přírody, ochranná pásma atd.

Složkám životního prostředí je tento index přidělován v pětistupňové stupnici:

- **zanedbatelná zranitelnost území,**
(Území nemá významnou funkci, ani užitnou hodnotu a/nebo v něm dochází k minimálnímu šíření kontaminantu)
- **malá zranitelnost území,**
(Území má nízkou užitnou hodnotu a funkci a/nebo může v něm docházet k přenosu nebezpečné látky do okolí)
- **průměrná zranitelnost území,**
(Únikem nebezpečné látky dojde k ohrožení funkce či užitné hodnoty území, tyto lze relativně rychle navrátit (řádově dny) a/nebo v něm dochází k šíření kontaminantu do širšího okolí)
- **vysoká zranitelnost území,**
(Malé množství nebezpečné látky vyvolá snížení užitné hodnoty a funkce území na delší dobu a/nebo se může kontaminant územím rychle šířit)
- **velmi vysoká zranitelnost území,**
(Už malá množství nebezpečné látky mohou způsobit ztrátu funkce či užitných hodnot území a zdrojů v něm a/nebo se v něm mohou škodliviny velmi rychle šířit)



Vysvětlivky:

T_w – Index toxické nebezpečnosti látky pro vodní prostředí, T_b – Index toxické nebezpečnosti látky pro biotickou složku prostředí, T_s – Index toxické nebezpečnosti látky pro půdní prostředí, F_R – Index nebezpečí hořlavosti látky, I_{TUW} – Index toxicity látky pro podzemní vody, I_{TSW} – Index toxicity látky pro povrchové vody, I_{TB} – Index toxicity látky pro biotickou složku prostředí, I_{TS} – Index toxicity látky pro půdní prostředí, I_{FR} – Index dopadů hořlavosti látky na biotickou složku prostředí, I_{sw} – Index zranitelnosti povrchových vod, I_{uw} – Index zranitelnosti podzemních vod, I_b – Index zranitelnosti biotické složky prostředí, I_s – Index zranitelnosti půdního prostředí

Obr. č. 3 – Postup hodnocení dopadů havárií na ŽP (H&V index)

4.1.2 Metodický postup – ENVITech03

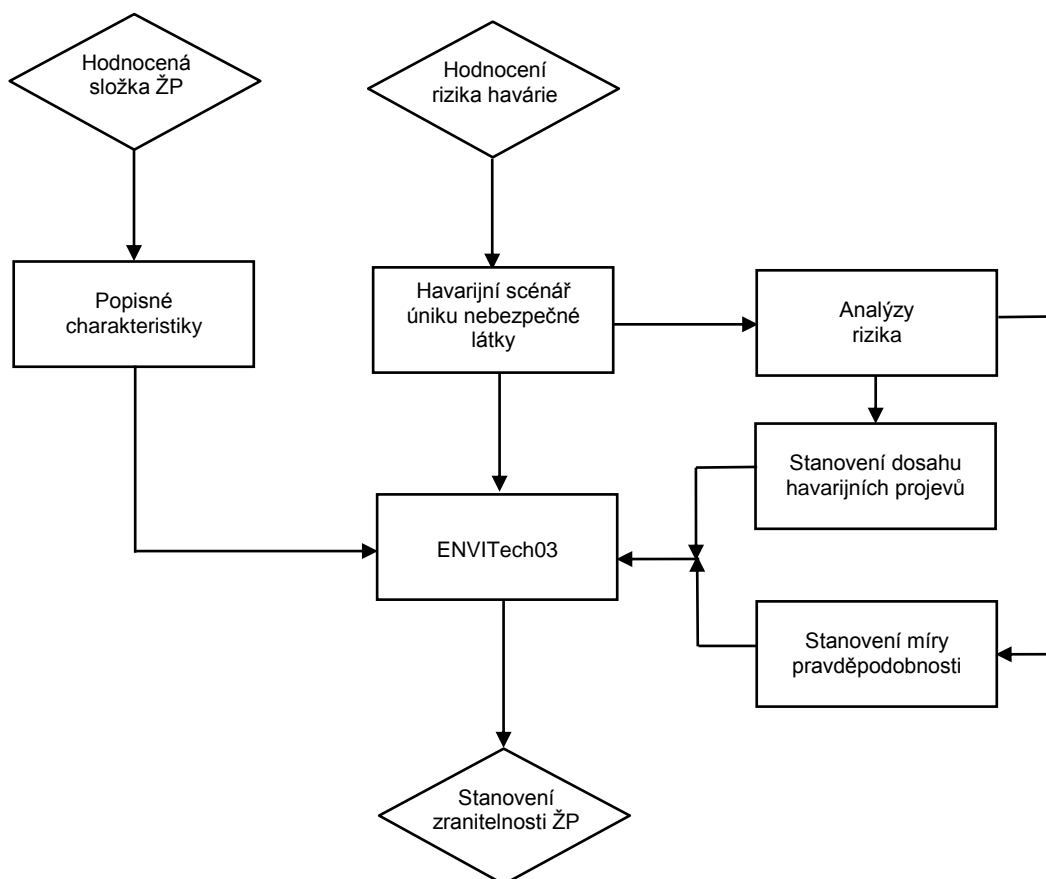
Druhou z doporučených metodik Ministerstvem životního prostředí je také indexová metodika, a to ENVITech03, kterou vypracovala firma ISATech, s.r.o.

Pro vyhodnocení citlivosti životního prostředí na havarijní úniky nebezpečných kapalných látek byla přijata jako reprezentativní relativní metoda popsaná Rybářem (Přf UK, 1995), která byla pro účely stanovení zón zranitelnosti a vyhodnocení rizika dopadů havárie na životní prostředí modifikována [13].

Modifikace metodiky spočívá v aplikaci metody uvedené v citaci na havarijní úniky, resp. stanovení charakterizujícího parametru hodnocené složky životního prostředí a stanovení míry vzniku závažné havárie pro vyhodnocovaný typ činnosti nebo vyhodnocovanou nebezpečnou látku.

Metodika se zaměřuje na stanovení charakterizujících parametrů „A“ hodnocených složek ŽP; biotop – povrchová voda – podzemní voda [13].

Zařazení metodiky v systému hodnocení dopadu havárií na ŽP je schématicky naznačen na Obr. č. 4.



Obr. č. 4 – Postup hodnocení dopadů havárií na ŽP a úloha ENVITech03

Stanovení parametru A ($A = fce(A_B)$) pro biotop:

$$A_B = \frac{v \cdot \eta \cdot X_{LC50}}{s}, \quad (12)$$

kde:	v	– rychlost větru [$m \cdot s^{-1}$],
	η	– procentuální zastoupení stability třídy [%],
	s	– vzdálenost hodnoceného biotopu od zdroje [m],
	X_{LC50}	– dosah hodnocené látky o zraňující koncentraci [m].

Stanovení parametru A ($A = fce(A_T)$) pro povrchovou vodu je především závislé na svažnosti, směru terénu a vzdálenosti od zdroje úniku:

$$A_T = \left(\left(\frac{h_1}{s_1} + \frac{h_2}{s_2} + \dots + \frac{h_n}{s_n} \right) \cdot n^{-1} \right) \cdot s_z^{-1}, \quad (13)$$

kde:	s_n	– vzdálenost odečítaných bodů po spádnicí [m],
	h_n	– převýšení ve směru odečítaných bodů [m],
	s_z	– vzdálenost zdroje od hladiny povrchové vody [m].

Pro stanovení parametru A ($A = fce(A_H)$) pro podzemní vodu je třeba stanovit koeficient filtrace a hloubku nesaturované zóny. Podle metodiky se nesaturovaná zóna rozděluje na:

- velmi vysoce propustná,
- vysoce propustná,
- propustná,
- málo propustná,
- velmi málo propustná.

Na základě těchto údajů se parametr A_H stanoví:

$$A_H = \frac{h}{k}, \quad (14)$$

kde:	h	– mocnost nesaturované zóny [m],
	k	– koeficient filtrace [$m \cdot s^{-1}$].

Posledním krokem je potom stanovení míry pravděpodobnosti vzniku závažné havárie a vyhodnocení zranitelnosti ŽP.

4.1.3 Zhodnocení současných postupů

4.1.3.1 H&V index – hodnocení

Dosažitelnost vstupních dat

Vstupní data potřebná ke zpracování první části analýzy (stanovení indexu nebezpečnosti látky pro složky ŽP) jsou běžně dostupná z bezpečnostních listů. Vzhledem k striktnímu rozhodovacímu kritériu toxicity a hořlavosti podle R-vět schází jakákoliv zmínka o způsobu hodnocení látek/přípravků spadající do obou skupin.

Data potřebná ke zpracování zranitelnosti ŽP naproti tomu vyžadují důkladnou průpravu a zpracování [12].

Použitelnost

Metodický postup H&V index lze rozdělit do tří částí. V první části, stanovení nebezpečnosti látky, se látky dělí podle R-vět. Z této části nevyplývají žádné nové závěry nebo informace, jedná se v podstatě o potvrzení údajů z bezpečnostních listů zpracovaných dle [14].

Druhá část

Přínosem druhé části (stanovení indexu zranitelnosti území vůči potenciální havárii s účastí nebezpečné látky) je sumarizace zranitelnosti prostředí (lze zpracovat pro velké územní celky).

Třetí část

Problém s použitelností metodiky k detailní analýze nastává v okamžiku třetí fáze, a to „stanovení kategorie závažnosti havárie na ŽP“ (resp. na jednotlivé složky ŽP). Pevně stanovená rozhodovací množství nereflktují hodnocený subjekt.

Metodika obsahuje i některé drobné nepřesnosti, např. autor metodiky se ve snaze postihnout veškeré složky ŽP, dopouští nejasných alternací ekotoxikologických údajů (např. toxicitu pro půdní prostředí charakterizuje LC50 pro ryby) s nepodloženými předpoklady:

...je-li látka toxická pro vodní prostředí, nejinak tomu bude i v prostředí půdním [12],

...alternativou pro LC50 krysa inhalačně, 4 hod je LC50 králik/krysa dermálně nebo LC50 krysa orálně [12].

V následující tabulce je prezentována nesmyslnost jednoho z předpokladů analyzované metodiky:

Látka	LC50, rat inh. 4 hod [mg/kg]	LC50 králik/krysa dermál. [mg/kg]	LC50 krysa oral. [mg/kg]
Benzen CAS No. 71-43-2	52,25	260	26,88

Uvedené hodnoty se stanovují podle přesně daných pravidel, viz. [25], [26], [27], [28]. Z uvedené literatury je patrné, že k jednoduché záměně ekotoxikologických údajů nesmí docházet. Navíc se vyskytují látky, které jsou toxické inhalačně, ale ne dermálně či orálně.

Nevýhodou této metodiky je její přílišná obecnost, nepracuje se z daným zařízením způsobujícím únik ani s charakteristikou recipientu (např. průtok vodního toku, apod.). Dále není stanoven scénář úniku nebezpečné látky a nejsou brány v potaz ani specifické podmínky provozu a zařízení (bezpečnostní opatření).

Pro výběr posuzovaných jednotek se využívá výsledků metody IAEA TECDOC 727, jejíž používání v oblasti analýz rizik je dosti pochybné a z odborné diskuse zpracovatelů bezpečnostních dokumentací a orgánů státní zprávy (MŽP, VÚBP) jasně vyplývá, že tato metoda (ani její průběžné výsledky) se nadále nebude používat.

4.1.3.2 ENVITech – hodnocení

Použitelnost

Použitelnost metodiky ENVITech03 je omezena vzhledem k její návaznosti na předchozí analýzy rizik pro daný subjekt.

Nevýhodou metodiky je to, že výpočty charakterizujících parametrů nezahrnují specifické podmínky hodnocených zdrojů rizik.

Zásadním nedostatkem metodiky je, že koeficienty s a s_z (vzdálenosti od zdroje rizika) mohou nabývat neomezených rozměrů, tedy 0 až nekonečno.

Metodika obsahuje i další nepřesnosti, např. v metodice je uvedeno:

Nezanedbatelnou hodnotou je i viskozita nebezpečné látky, ta je však pro konzervativnost výsledku zvažována jako konstantní pro všechny kapaliny [13].

Hodnota viskozity se ovšem nikde neuvádí a není uvedeno ani v které části výpočtu je zohledněna. Viskozita je přitom vlastností látky, která má významný vliv na rozptyl kontaminantu v prostředí.

Metodika sama přejímá pravděpodobnosti z jiných studií, zdroje a odkazy nejsou uvedeny.

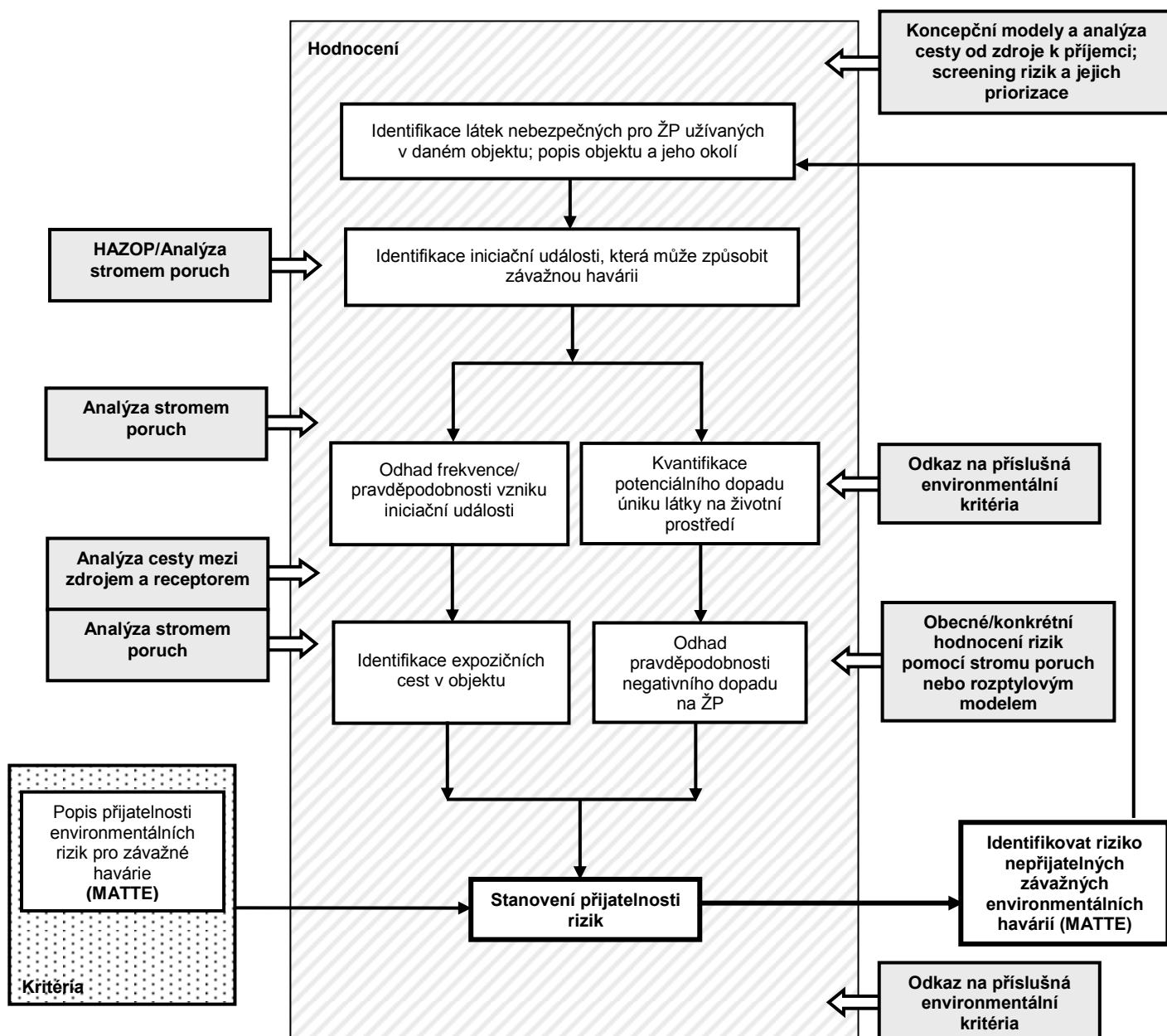
Pro výběr posuzovaných jednotek se autoři opět obracejí na výsledky metody IAEA TECDOC 727. Odborný postoj k této metodě je zmíněn už v předchozí kapitole.

5 Stávající postupy hodnocení environmentálních rizik v EU

Členské země Evropské unie nepoužívají jednotný přístup k hodnocení environmentálních rizik a dlužno říci pro celou problematiku SEVESO II. V následujících kapitolách jsou uvedeny přístupy k této problematice ve vybraných členských státech, resp. Anglie, Holandsko, Švédsko a Španělsko.

5.1 Anglický přístup

Anglický přístup k hodnocení následků závažné průmyslové havárie na životní prostředí opět vychází z Direktivy Seveso II. Principiálně tedy vyžaduje systematickou identifikaci významných zdrojů rizik a stanovení jejich pravděpodobnosti a závažnosti. Postup hodnocení environmentálních rizik naznačuje následující schéma.



Obr. č. 5 – Princip hodnocení dopadů havárií na ŽP – Anglie

5.2 Holandský přístup

V Holandsku byl za účelem hodnocení environmentálních rizik vyvinut za podpory vlády počítačový program nazvaný Proteus. Užívá se pro odhad environmentálního rizika při úniku velkého množství nebezpečných chemických látek do vodního prostředí (povrchové vody). Model umožňuje zahrnutí vlivu úrovně průmyslového zařízení a příslušných scénářů havárií, kromě toho zahrnuje i kvalitu bezpečnostního managementu.

Odhad rizika je založen na tzv. **QMFT** (**Q**uantity, **M**ass, **F**requency, **T**ime) faktorech.

Bližší popis je uveden v kapitole 6.3.

5.3 Švédský přístup

Švédský přístup je založen na stanovení tzv. **EAI** (**E**nvironment–**A**ccident–**I**ndex). Poprvé byl tento postup předložen v roce 1995 jako nástroj pro:

- preventivní plánování,
- zkoumání environmentálních rizik,
- identifikaci a klasifikaci oblastí rizik.

Je určen pro užití příslušnými správními orgány, záchrannými složkami a průmyslem.

EAI index počítá s hodnotami akutní toxicity dané látky (LC_{50}/EC_{50}), skladovaného popř. přepravovaného množství dané látky, její viskozitou, rozpustností ve vodě, ale také s vlastnostmi okolního prostředí, do kterého látka uniká.

Bližší popis je uveden v kapitole 6.1.

5.4 Španělský přístup

Španělský pohled na hodnocení environmentálních rizik vychází z implementace Direktivy Seveso II do španělského právního řádu. Zaměřuje se na hodnocení environmentálních rizik vzhledem k následujícím složkám životního prostředí:

- ovzduší,
- povrchová voda,
- podzemní voda,
- půda,
- fauna,
- flóra,
- historické a kulturní památky.

Metodika dodržuje záměry Direktivy Seveso II. Je založena na znalosti základních charakteristik jednotlivých prvků spadajících do procesu hodnocení environmentálního rizika, jejich identifikaci, jejich systematickém a objektivním hodnocení a na znalosti významných rizikových faktorů daného systému (průmyslového podniku?).

Hodnocení environmentálních rizik je založeno na čtyřech základních prvcích:

- **zdroje rizika,**
Za zdroj rizika je považována látka, která může během havárie uniknout do okolního prostředí a negativně ovlivnit příjemce. Index získaný vyhodnocením hledisek pro zdroj rizika dává základní přehled o nebezpečnosti dané situace.
- **primární kontrolní systémy,**
Primární kontrolní systém je systém pravidelné kontroly a údržby, jenž byl navržen za účelem neustálého dohledu nad potenciálním zdrojem rizika, aby byla na minimum snížena možnost havárie. Vyhodnocením hledisek primárního kontrolního systému je index, který stanoví schopnost kontrolního systému řídit havarijní situaci.
- **transportní systémy,**
Za transportní systémy jsou považována média, prostřednictvím nichž se šíří znečištění. Jsou to ovzduší, povrchová voda, podzemní voda a půda. Vyhodnocením hledisek transportního systému je index, který stanoví možnost dalšího šíření látky.
- **recipienty a jejich zranitelnost.**
Za příjemce jsou považovány zranitelné složky životního prostředí, které mohou být poškozeny při kontaktu s nebezpečnou látkou. Hodnocenými složkami životního prostředí jsou životní prostředí člověka, přírodní prostředí a socio-ekonomické prostředí. Vyhodnocením příslušných příjemců získáme index jejich zranitelnosti na zasaženém území.

Popsaná indexová metodika hodnotí environmentální rizika na základě kvantitativního hodnocení výše zmiňovaných prvků. Výsledný index, zohledňující jednotlivé hodnocené prvky, udává objektivní a porovnatelné environmentální riziko dané havarijní situace.

5.5 Zhodnocení metodik EU

Jak již bylo zmíněno v úvodu kapitoly není v současné době jednotný pohled na hodnocení environmentálních rizik. Indexové metody, např. španělská metoda, (viz. kapitola č. 5.4) bohužel nedávají celistvý obrázek o riziku. Vždy navazují na předchozí analýzy rizika a musejí být doplněny následným kvantitativním hodnocením environmentálních rizik.

Také švédský přístup je založen na stanovení indexu, ovšem vstupní parametry zahrnující jak vlastnosti látek, tak vlastnosti okolí, umožňují získat hodnoty (Environmental Accident Index) s vypovídací hodnotou o nebezpečnosti jednotky. Princip této metody byl doplněn a použit při sestavování doporučeného postupu hodnocení environmentálních rizik.

Holandská metoda Proteus slouží k získání kvantitativního výstupu, resp. objemu kontaminované povrchové vody pro, jinými metodami, stanovený havarijný scénář. Také tato metoda byla začleněna do návrhu komplexního hodnocení environmentálních rizik (viz. kapitola č. 6.3), pro kvantitativní vyhodnocení havarijního scénáře.

Nejkomplexnější ze všech uvedených je anglická metodika. Stejně jako u navrhovaného postupu hodnocení environmentálních rizik začíná identifikací zdrojů rizika a končí hodnocením přijatelnosti rizik pro životní prostředí. Dále užívá pro stanovení havarijního úniku výstupy detailních analýz (např. HAZOP), což ji posouvá do skupiny postupů založených na inženýrských znalostech a postupech.

6 Navrhovaný způsob hodnocení rizika závažné havárie na ŽP

Navržený postup hodnocení environmentálních rizik (ERA) vychází ze stejné podstaty jako analýzy společenských/individuálních rizik systémů (procesů), tedy také vyžaduje stanovení ztráty a ocenění rizika. Toto hodnocení rizik se provádí (stejně jako u QRA – kvantitativní hodnocení rizik) v případech, kdy se nebezpečné látky nacházejí (*jsou přítomny*) na určitém místě v takovém množství, že mohou ohrožovat okolí a životní prostředí. Rozdíl studií je ovšem patrný hned v prvním kroku, tedy v selekci zdrojů rizik. Zatím co u společenských/individuálních rizik se klade důraz na látky hořlavé a toxické, při hodnocení environmentálních rizik jsou do studie zahrnuty všechny látky vyskytující se v objektu. Z toho pramení i pracnost selekce zdrojů rizik. Pro komplexnost studie se vychází ze selektivních tabulek zpracovaných při hodnocení společenských/individuálních rizik, viz. literatura [5].

Ucelený postup hodnocení environmentálních rizik je schematicky znázorněn na Obr. č. 6. Celý postup je rozdělen do pěti základních částí:

1. Identifikace rizika

Pro indikaci jednotek/zařízení, která nejvíce přispívají k environmentálním rizikům je použita metoda Environment-Accident Index (viz. kapitola č. 6.1).

2. Odhad rizika

Pro kvantitativní hodnocení rizik je možné použít metody EUSES (viz. kapitola č. 6.2), Proteus (viz. kapitola č. 6.3.1) a disperzní model CorMix (není součástí této práce).

3. Stanovení kritérií přijatelnosti

Pro stanovení přijatelnosti environmentálních rizik byly použity kritéria metod EUSES a Environmental Harm Indexu (EHI).

4. Stanovení vstupní koncentrace v nesaturované zóně

Pro stanovení vstupní koncentrace nebezpečné látky do nesaturované zóny byl použit dílčí výstup z metody EUSES.

5. Stanovení kontaminace podzemních vod

Stanovení kontaminace podzemních vod (viz. kapitola č. 8) a pohyb kontaminantu nesaturovanou a saturovanou zónou (není součástí této disertační práce, viz. [6]).



Obr. č. 6 - Schéma hodnocení environmentálních rizik

Při hodnocení environmentálních rizik se, krom úniků při manipulaci, braly v úvahu možné scénáře úniku látky do životního prostředí, tedy cesty, kudy se nebezpečná látka do jednotlivých složek ŽP může dostat. Důvody propagace inženýrského přístupu pro ERA (jako pro celé QRA) jsou zřejmé z kapitol č. 6.2 a 6.3.

6.1 Selekce zdrojů rizik – metoda EAI

Indexová metoda EAI (Environment-Accident Index) je nástroj pro identifikaci a hodnocení úniků látek nebezpečných pro životní prostředí. Hodnoty indexu EAI určují způsob dalšího postupu hodnocení, tedy která z analyzovaných jednotek⁷ vyžaduje podrobnější analýzu environmentálních rizik. Metoda EAI zahrnuje jak kombinaci charakteristiky prostředí (zeminy a vody) tak i vlastnostmi chemických látek (toxicita, hustota, ...).

Hodnota indexu EAI je funkcí několika chemických proměnných a zároveň místních specifických podmínek (typ půdy, hloubka podzemní vody pod povrchem, ...). Je založena na posouzení tří činitelů:

- akutní toxicita pro vodní organismy (Tox),
- skladované/přepravované množství (Am),
- vlastnosti látky a prostředí (viskozita, rozpustnost, vlastnosti prostředí).

Třetí činitel je funkcí viskozity uniklé látky, rozpustnosti uniklé látky a vlastností prostředí (schopnost penetrace půdy, hloubka a spád podzemních vod).

Vzorec pro výpočet EAI:

$$EAI = Tox \cdot Am \cdot (C + Sol + Sur), \quad (15)$$

kde: Tox – akutní toxicita pro vodní organismy [mg/l],
 Am – skladované/přepravované množství [t],
 C – viskozita látky [cSt],
 Sol – rozpustnost [hmot. %],
 Sur – vyjadřuje vlastnosti prostředí (vzdálenost k nejbližšímu vodnímu toku, hloubka podzemní vody, spád podzemních vod, tloušťka zeminy nad podzemní vodou).

Na základě výpočtu EAI byla vytvořena klasifikační stupnice s vyznačením dalších postupů:

Hodnota EAI	Navrhovaný postup	Pozn.
1 – 100	Vstupní analýza nebezpečnosti (HA)	Studie zahrnuje vlastnosti látek týkajících se mobility, degradace, toxicity, klasifikace, atd.
100 – 500	Vstupní analýza nebezpečnosti (HA) + úvodní hodnocení environmentálních rizik (ERA)	Studie zahrnuje rozšířenou formu HA (data vztahující se k dané lokalitě, kde se nakládá s chemickou látkou) a stanovení afinity k určité složce životního prostředí.
> 500	Rozšířené hodnocení environmentálních rizik (ERA)	Studie zahrnuje srovnání předpokládané koncentrace ve vodním toku (PEC) s koncentrací bez negativního efektu na vodní tok (PNEC), stanovení havarijních scénářů a modelování zasažení vodního toku. Do této části hodnocení spadá i hodnocení vlivu nebezpečné látky na spodní vody.

⁷ Committee for the Prevention of Disasters: Guidelines for Quantitative Risk Assessment (Purple Book), Hague, 1999.

V této práci jsou uvedeny dva možné přístupy k selekci zdrojů environmentálních rizik podle metody EAI, a to:

- selekce ve velkém petrochemickém komplexu – Podnik A,
- selekce v menším podniku anorganické chemie – Podnik B (provoz Doprava a stáčení).

Rozdílnost, resp. variabilita přístupů spočívá v odlišných provozních podmínkách posuzovaných objektů a především v zabezpečení vnitřní kanalizace a možnosti okamžité kontaminace nejbližších povrchových toků. Na těchto dvou aplikacích je jasně patrný princip přizpůsobení navrhovaného postupu dané situaci a daným podmínkám – neexistuje stejná studie.

6.2 Hodnocení environmentálních rizik – metoda EUSES

6.2.1 Princip metody EUSES

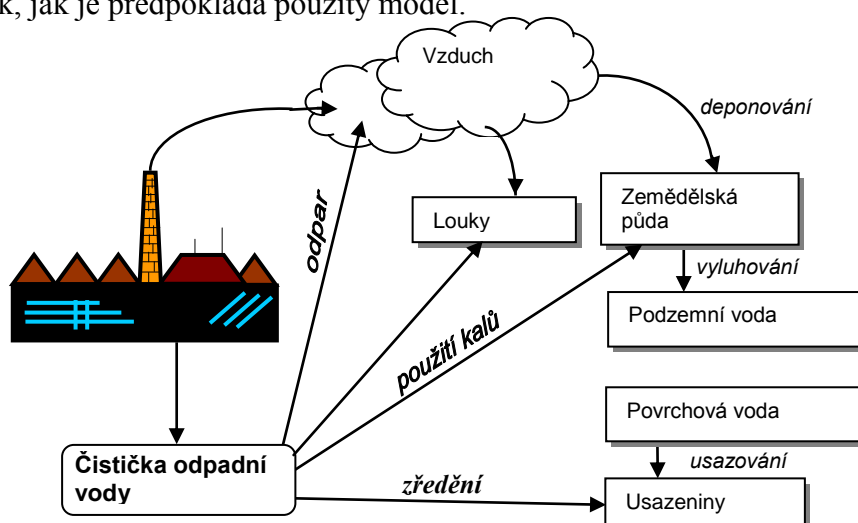
Metoda EUSES je běžně používanou metodou, v členských zemích EU, pro hodnocení rizik (**Technical Guidance Document in Support of Commission Directive 93/67/EEC for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No. 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances**).

Technical Guidance Document (TGD) podporuje legislativu EU týkající se hodnocení rizik (Směrnice 93/67/EEC pro hodnocení rizik nově notifikovaných látek a Směrnice (EC) No. 1488/94 pro hodnocení rizik existujících látek). Technical Guidance Document je určen pro používání oprávněnými orgány, které si jmenují jednotlivé členské státy pro zajištění dodržování Směrnice 67/548/EEC a Nařízení 793/93 a zároveň uvádí emisní faktory pro různé druhy průmyslové činnosti (např. základní chemická výroba, zpracování ropných látek, atd.).

Podstatou metody **EUSES** (European Union System for the Evaluation of Substances) je stanovení předpokládané koncentrace látky v jednotlivých složkách životního prostředí - PEC (Predicted Effect Concentration) a následné stanovení poměru RCR⁸ (PEC/PNEC). Postup hodnocení environmentálních rizik látek se skládá z porovnání předpokládané koncentrace prostředí PEC (predicted environmental concentration) s koncentrací při které není pozorován negativní efekt PNEC (predicted no effect concentration), viz. Obr. č. 8.

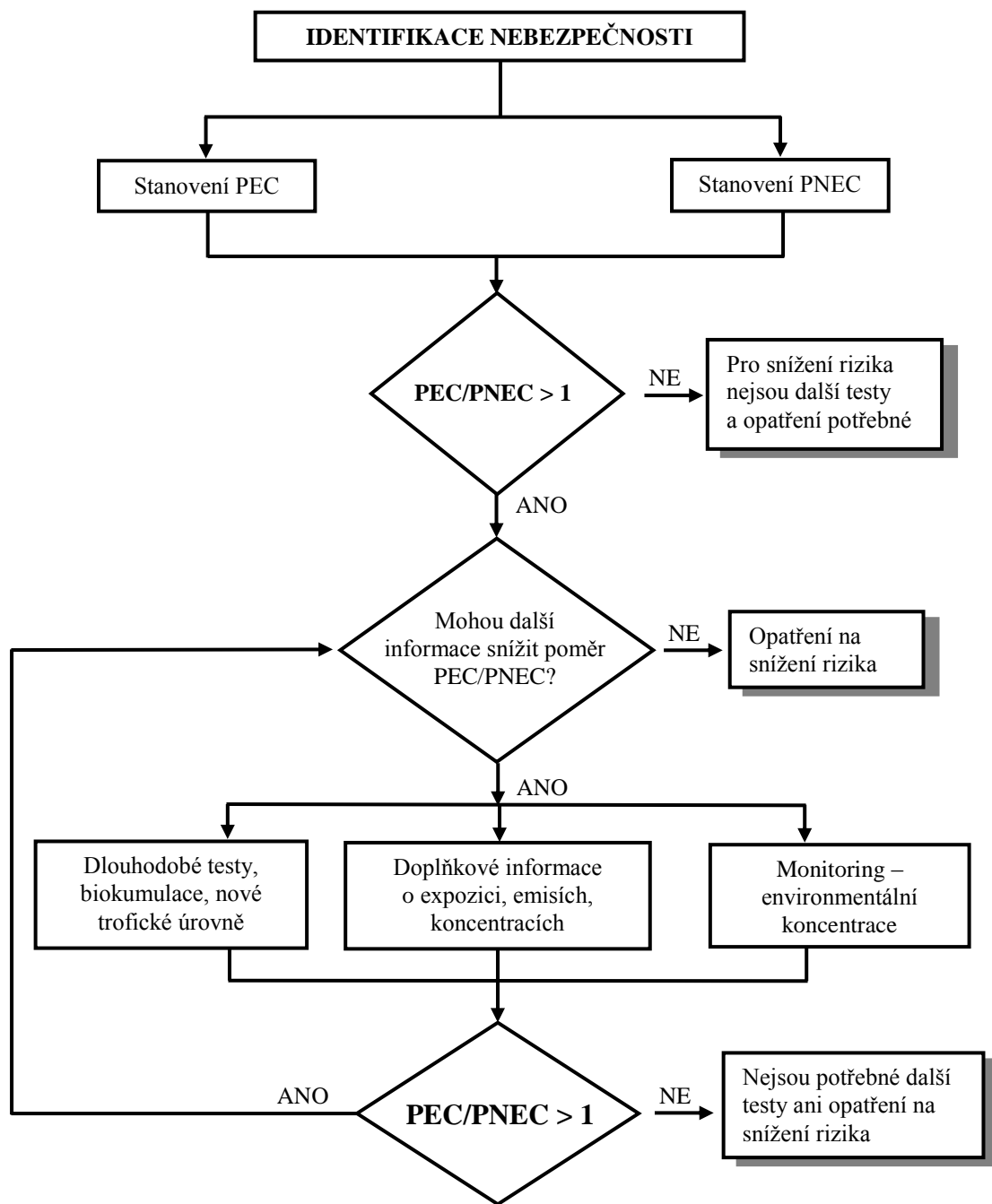
Program EUSES je koncipován pro hodnocení v místním, regionálním nebo globálním (myslí se celá EU) měřítku. Jeho výhodou je poměrně malé množství vstupních dat nutných pro provedení výpočtu. Software je vybaven souborem parametrů, které jsou průměrnými hodnotami nebo hodnotami odvozenými na základě hodnot zadaných. Při použití těchto předvolených metod je vhodné program považovat pouze za orientační metodu. Při potřebě podrobnějšího hodnocení zejména v lokálním měřítku je třeba použít konkrétní parametry. Jedná se především o popis životního prostředí pro účely distribuce látky v jednotlivých složkách prostředí.

Na Obr. č. 7 jsou patrné cesty emisí od svého zdroje do jednotlivých složek životního prostředí tak, jak je předpokládá použitý model.



Obr. č. 7 – Cesty emisí od zdroje po jednotlivé složky ŽP

⁸ Risk Characterisation Ratio (Technical Guidance Document in Support of Commission Directive 93/67/EEC for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No. 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances)



Obr. č. 8 - Algoritmus stanovení přijatelnosti environmentálních rizik metodou EUSES

6.2.2 Ocenění rizika metodou EUSES

Stanovení poměru PEC/PNEC (podíl RCR)

PEC/PNEC < 1	opatření na snížení environmentálního rizika není potřeba
PEC/PNEC > 1	je třeba provést podrobnější analýzu environmentálního rizika
PEC/PNEC >> 1	je třeba provést velké úpravy pro snížení rizika, nové testy ekotoxicity

Pro určení hodnot PNEC (koncentrace bez předpokládaného škodlivého účinku) se TGD metodikou doporučuje použití extrapoláčnických metod, které vycházejí z rovnovážných modelů pro vztahy sediment – voda – biota.

Model rovnovážného rozdělování je založen na předpokladu, že chemické látky mají tendenci se distribuovat mezi vodní a organickou nebo pevnou fází, např. voda – sediment. Cílové koncentrace látky v obou fázích jsou závislé na vnitřních vlastnostech látky a na charakteru obou fází. V Tab. č. 1 jsou uvedeny korekční hodnoty koncentrace PNEC (koncentrace bez negativních účinků). Korekce se provádí na základě dostupnosti vstupních údajů (LC50, apod.).

V Tab. č. 2 jsou uvedeny parametry, které popisují afinitu látky vzhledem k jednotlivým složkám životního prostředí.

Tab. č. 1 Korekce ekotoxikologických dat

Dostupné údaje	Korekční faktor
Alespoň 1 krátkodobá LC50 (EC50) pro každou z trofických úrovní základního souboru (ryby, dafnie, řasy)	1000
Jedna dlouhodobá NOEC (buď ryby nebo dafnie)	100
2 NOEC – 2 trofické úrovně	50
3 NOEC – 3 trofické úrovně	10

Následující tabulka popisuje stupně afinity pro různé složky ŽP v závislosti na fyzikálně-chemických vlastnostech molekul.

Tab. č. 2 Afinita látky vzhledem k jednotlivým složkám životního prostředí

Afinita	Voda S [mg/l]	Vzduch H [Pa·m ³ /mol]	Půda log K _{oc}	Živ. biota log K _{ow}
Vysoká	> 10 000	> 10	> 5	> 5
Středně vysoká	10 000 – 100	10 – 10 ⁻¹	5 – 4	5 – 3.5
Střední	100 – 10	10 ⁻¹ - 10 ⁻²	4 – 2	3.5 – 3
Středně nízká	10 – 0.1	10 ⁻² - 10 ⁻⁴	2 – 1	3 – 1
Nízká	< 0.1	< 10 ⁻⁴	< 1	< 1

Software EUSES je vybaven souborem parametrů, které jsou průměrnými hodnotami nebo hodnotami odvozenými na základě hodnot zadaných⁹.

⁹ Například pro výpočet distribuce látky prostředím je základním rozdělovacím koeficientem programu EUSES rozdělovací koeficient oktanol – voda K_{ow}, který může být použit pro odhad dělení organické chemické látky mezi povrchovou vodu a vodní organismy. Na základě zadaného K_{ow} a fyzikálně-chemických vlastností látky jsou programem vypočítány ostatní rozdělovací koeficienty – K_w (rozdělovací koeficient voda/vzduch) a K_{oc} (koeficient adsorpce na organický uhlík). Rozdělovací koeficienty K_p (pevná látka/voda) pro zeminu, sediment, suspendované částice, kal z ČOV/vodu jsou odhadnuty na základě metody QSAR (Quantitative structure Aktivita Relationship), která u určitých skupin látek předpokládá podobné chování vyplývající z podobných fyzikálně-chemických vlastností.

6.3 Kvantitativní hodnocení rizik

6.3.1 Princip metody Proteus

Softwarový program Proteus je sestaven pro stanovení environmentálních rizik havarijního úniku chemických látek do povrchové vody. Tento program je založen na dvou modelech pro stanovení environmentálních rizik RISAM a VERIS, vyvinutých holandskou vládou.

VERIS stanovuje rizika vyhodnocením odpovědí z relativně složitěho svazku dotazů. RISAM stanovuje rizika vyhodnocením dat průmyslových zařízení a příslušných scénářů.

Metoda Proteus je zaměřena na posouzení vlivu masivního úniku nebezpečné látky do vodního prostředí, resp. na odhad následků závažné havárie na povrchové vody.

Model je postaven na uživatelsky příjemném prostředí, nicméně, pro jeho využití je zapotřebí detailní předzpracování vstupních dat. Do výpočtů je zahrnuto široké spektrum informací o úrovni obsluhy, údržby, managementu, zabezpečení atd. (viz. níže).

Model je založen na sestavení schématu analyzované jednotky i s možnou cestou nebezpečné látky do povrchové vody. Software je vybaven jednotkami, ze kterých jde sestavit velmi jednoduché schéma systému (zdroj úniku – recipient), ale také velmi složité systémy s několika zdroji úniku, ČOV, kanalizací, atd...

Odhad rizika je založen na tzv. **QMFT** (**Q**uantity, **M**ass, **F**requency, **T**ime) faktorech (hydraulický tok Q, množství chemikálií M, frekvenci F, časový rozsah úniku T). Tento postup bere v potaz obecnou situaci, je zapotřebí vzít v úvahu i určité podmínky týkající se technického stavu nebo technologických postupů daného případu. Pro místní specifikaci jsou do studie zahrnuty tzv. "místní korekční faktory", týkající se technického stavu a bezpečnostního managementu. Technické korekční faktory popisují například vliv alarmů, automatického odstavení a konstrukčních materiálů na množství a pravděpodobnost úniku nebezpečné chemické látky (tyto faktory jsou brány z obsáhlých databází obsahující příčiny nehod). Pro tyto účely je součástí modelu dotazník, jenž zahrnuje právě vliv úrovně průmyslového zařízení a příslušných scénářů havárií, kromě toho zahrnuje i kvalitu bezpečnostního managementu. Tento dotazník obsahuje 41 otázek rozdělených do 5ti oblastí, které mohou ovlivnit vznik a průběh havárie.

Ukázka otázek z dotazníku:

Oblast: systémy bezpečnostního managementu (bezpečnostní protokol)

Jsou při návrhu zařízení prováděny standardní procedury pro stanovení environmentálního a bezpečnostního rizika?

- A) vždy, včetně bezpečnostní studie, HAZOP apod.,
- B) obvykle, včetně bezpečnostní studie, HAZOP ve specifických případech,
- C) nespecifikováno, základní inženýrská rozvaha,
- D) neprovádí se.

Oblast: proškolenost operátorů (stupeň hodnocení dovednosti a školení zaměstnanců)

Jsou operátoři obeznámeni s výrobou a mají s ní zkušenosti?

- A) ano, úplně, ve shodě se zkušenostmi a popisem práce,
- B) operátoři mají alespoň adekvátní zkušenosti (více než 6 měsíců),
- C) operátoři mají alespoň nějaké zkušenosti,
- D) operátoři mají velmi omezené zkušenosti, nebo vůbec žádné.

Oblast: pracovní postupy

Má celý provoz kompletní registr užívaných látek?

- A) rozsáhlý, vlastnosti, množství, lokalizace,
- B) pouze pro specifické látky,
- C) velmi omezené,
- D) ne.

Oblast: účinnost kontroly

Probíhá pravidelné testování "odstavovacích zařízení"?

- A) s ohledem na daný rozpis, několikrát za rok
- B) jednou nebo vícekrát za rok
- C) příležitostně
- D) ne

Oblast: zřetelné charakteristiky zařízení









Jaký je nynější stav údržby zařízení?

- A) výborný, údržba probíhá dle předepsaného programu
- B) dostatečný, pravidelná údržba
- C) vyžaduje dodatečnou údržbu
- D) nevhodný

Výsledek vypočítán pomocí AOI (Areas of Influence – ovlivňující oblasti) je ovlivněn třemi aspekty:

- pravděpodobnost úniku způsobená selháním primární jímky (záchytné),
- pravděpodobnost úniku způsobená neadekvátními operacemi,
- neadekvátní potlačení úniku.

Tab. č. 3 Seznam a popis předdefinovaných jednotek

Předdefinované jednotky	Označení	Popis
	Velkokapacitní sklad (Bulk storage)	Kombinace jímky a skladovací nádrže. Jednotka obsahuje dílčí jednotky – skladovací zásobníky.
	Stáčení/plnění železničních cisteren ((Un)loading train)	-
	Stáčení/plnění autocisteren ((Un) loading lorry)	-
	Skladovací komplex (Package storage)	Je to část zařízení určené ke skladování uzavřených jednotek. Příkladem jsou skladiště (stores) nebo venkovní sklady (outdoor storage). Umístěním této jednotky je definováno pouze skladiště. Následně musí uživatel stanovit skladovací sekce (storage sections) ve skladišti.
	Plnění lodí ((Un)loading vessel)	-
	Výroba (Production)	Tato jednotka může obsahovat další dílčí jednotky (kontinuální procesní kontejner, dávkovací procesní kontejner a plnicí jednotka).
	Interní přeprava (Internal transport)	Přeprava látek z jedné jednotky do druhé potrubím.
	Jednotka definována uživatelem (User defined)	Uživatel si může definovat únik odlišnou cestou než předem stanoveným scénářem. Zadává množství uniklé látky, četnost úniků a trvání úniku.

Kvantitativní hodnocení environmentálních rizik pro proces skladování nebo stáčení vybraných nebezpečných látek uvažuje tyto scénáře:






1. skladování

- topping,
scénáře nastává při okamžitém poškození zásobníku umístěném v záchytné jímce, k úniku dochází při prudkém nárůstu hladiny kapaliny v zásobníku, jejím úniku do záchytné jímky a následném úniku kapaliny přes okraj záchytné jímky)
- kontinuální únik,
(porucha části zařízení vedoucí k úniku relativně malého množství látky po delší časové období)
- požár,
- okamžitý únik,
(selhání části zařízení způsobí ve velmi krátkém čase masivní únik látky)
- přeplnění.








2. stáčení

- vnitřní vada cisterny (úplné roztržení),
- porucha stáčecího/plnicího připojení,
- netěsnost stáčecího/plnicího připojení,
- přeplnění,
- požár.
(požár může být následkem úniku látky během „normálního“ scénáře - v závislosti na pravděpodobnosti vzplanutí uniklé látky - nebo z vnějších příčin)

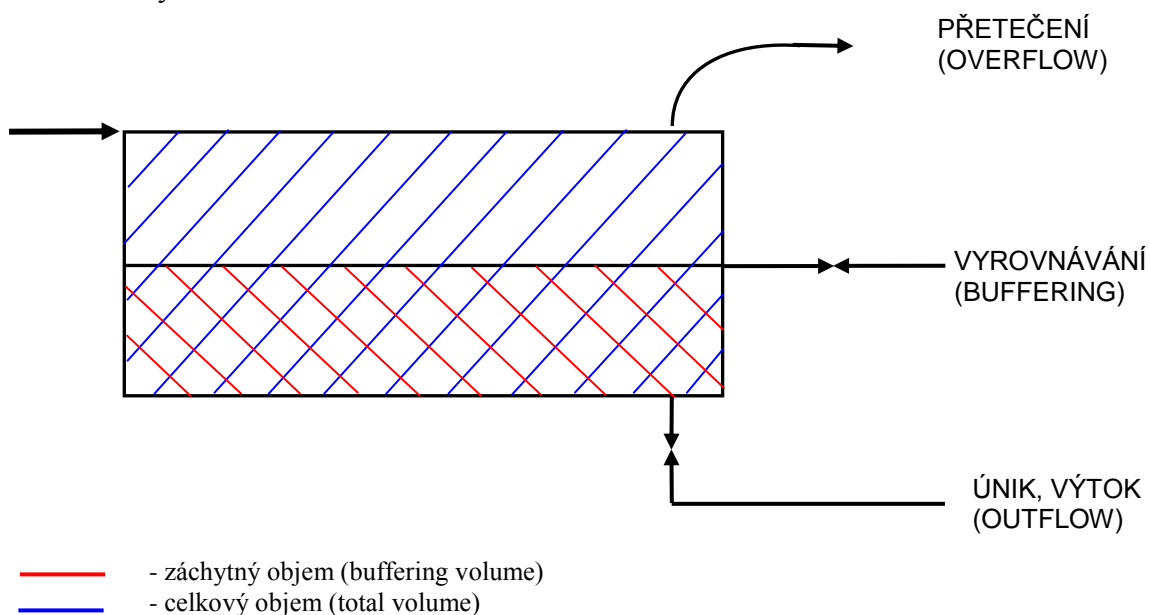
Tab. č. 4 Seznam a popis předdefinovaného kanalizačního systému

Předdefinovaný kanalizační systém	Označení	Popis
	Záchytná jímka (Collection pit)	-
	Kanalizace (Sewer)	-
	Křižovatka kanalizace (Route splitter)	Umožňuje uživateli spojit dva následné systémy v jednu únikovou cestu.
	Biologická čistírna odpadních vod (BWTI)	Jsou rozlišovány následující typy čistícího zařízení: - anaerobní čištění, - aerobní vysoké čištění, - aerobní nízké čištění.
	Mechanická čistírna odpadních vod (PCWTI)	-

Tab. č. 5 Seznam a popis předdefinovaného recipientu

Předdefinovaný recipient	Označení	Popis
	Jezero (Lake)	Velký objem povrchové vody s relativně malým průtokem, kde šířka a délka mají stejnou vážnost.
	Stojatá voda (Stagnant water)	Představuje povrchovou vodu bez spojení s jinou povrchovou vodou nebo takovou, která může být, v případě havárie, rychle zahazena.
	Řeka (River)	Jedná se o vodním systémem s relativně velkou průtočnou rychlostí.
	Ústí řeky (Estuary)	Jedná se o vodním systémem, ve kterém je nízká průtoková rychlost ve srovnání s přítokem.
	Říční kanál (Canal)	-
	Stroha/kanály (Ditch)	-
	Čištění odpadních vod (WWTI)	Zařízení na čištění odpadních vod s vysoce čistícím aktivním kalem. Způsobuje částečnou nitrifikaci a má čistící schopnost 0,15 kg BSK/kg sušiny za den.

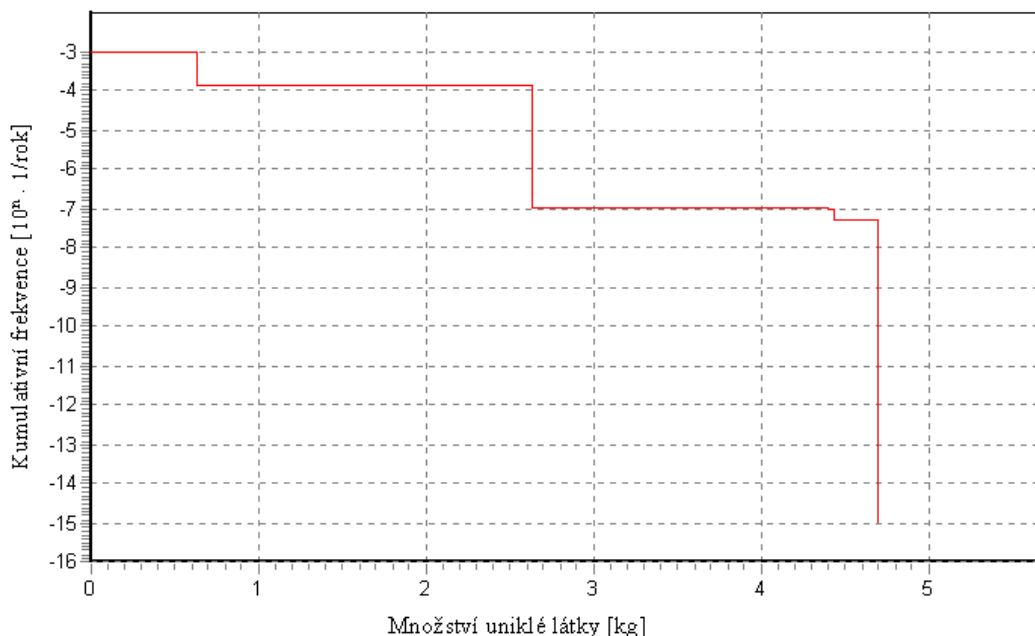
Každý zdroj rizika (jednotka) nebo kanalizační systém (sběrná jednotka) může mít maximálně tři únikové cesty.



Obr. č. 9 – Schéma únikových cest

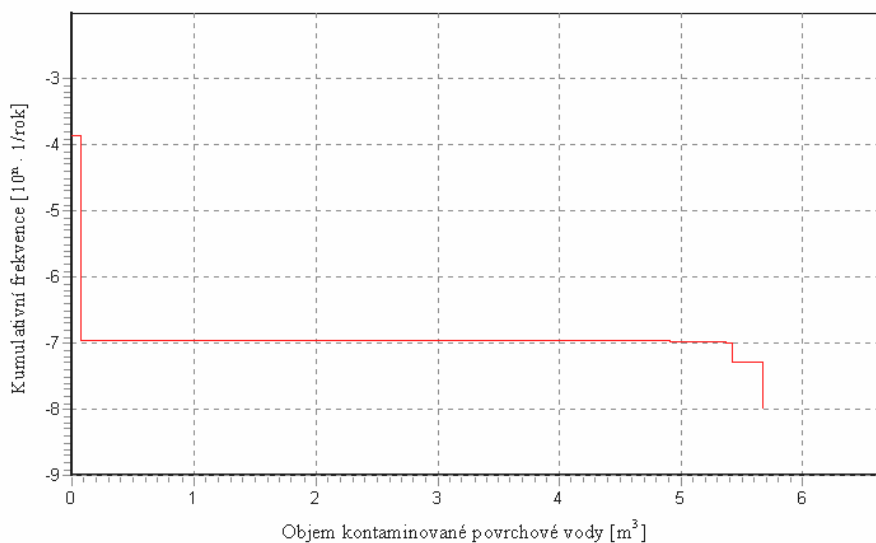
6.3.2 Ocenění rizika metodou Proteus

Grafický výstup zobrazuje relaci mezi kumulativní frekvencí úniku a unikajícím množstvím nebezpečné látky.

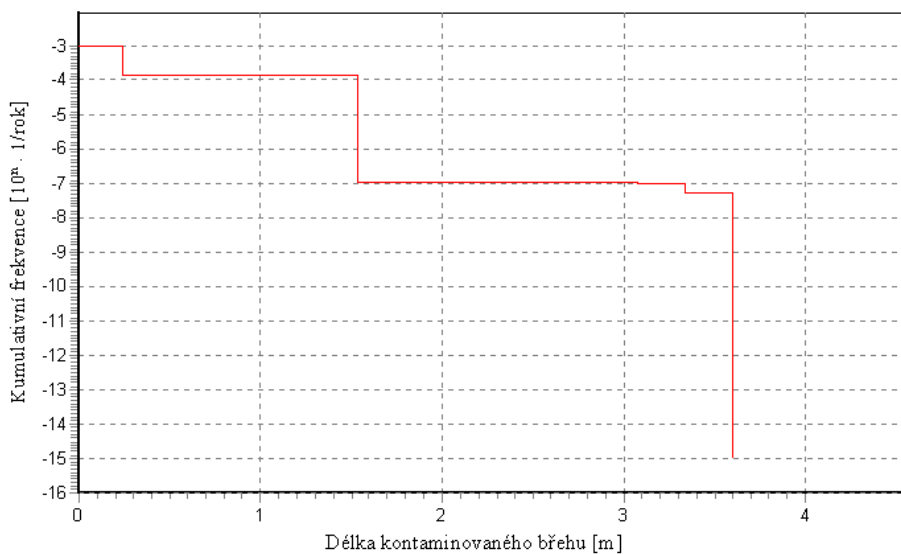


Obr. č. 10 – Množství uniklé látky

Velmi cennou informací je odhad množství kontaminované vody a odhad délky zasaženého břehu v důsledku závažné havárie.



Obr. č. 11 – Objem kontaminované povrchové vody



Obr. č. 12 – Délka kontaminovaného břehu

Výsledkem metodiky je ucelená zpráva obsahující vypočítané účinky definované látky, dle jednotlivých scénářů, na povrchové vody. Vypočítané účinky jsou zapsány ve formě křivek-závislost FREKVENCE - NÁSLEDEK. Následek úniku/havárie je prezentován 4 odlišnými způsoby:

- (a) rozsah nepříznivého vlivu na povrchové vody,
- (b) význam vlivu uniklých látek na ŽP,
- (c) počet toxických jednotek, množství dělené odpovídající akutní toxicitou,
- (d) vliv protipožární vody.

Tento model je také velmi vhodný pro simulování účinnosti bezpečnostních prvků. Jedná se o model, který poskytuje celkový pohled na spojitost mezi členěnými činnostmi.

6.4 Stanovení přijatelnosti havarijních úniků

Stanovení přijatelnosti havarijních úniků metodou Environmental Harm Index (EHI) byla vyvinuta autory metody Proteus a přímo na toto kvantitativní hodnocení havarijních úniků stanovené metodou Proteus navazuje.

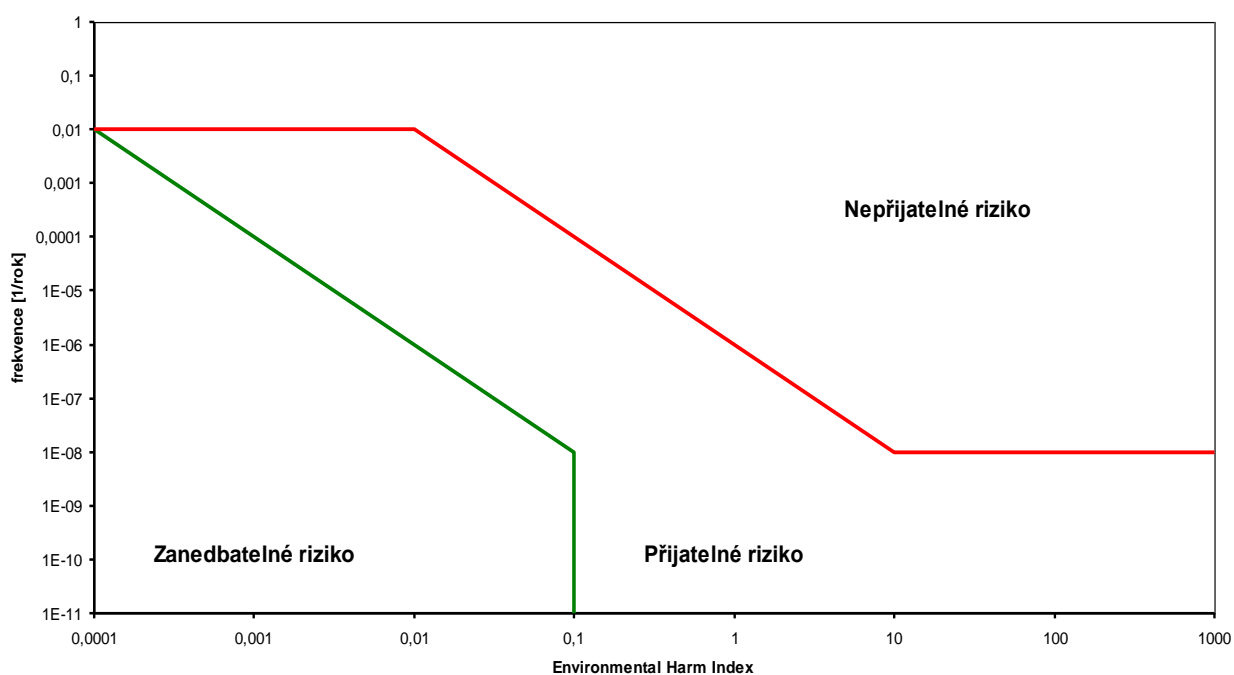
Environmental Harm Index stanovuje „zranitelnost“ vodního prostředí vůči uniklému množství nebezpečné látky pro daný havarijní scénář úniku.

Hodnota Environmental Harm Indexu je vypočítána ze tří faktorů:

- objem kontaminované povrchové vody V_{ow} [m^3],
- referenční objem V_{ref} [m^3],
- korekční faktor F_{ws} (korekce podle koncového vodního systému),

$$EHI = \frac{V_{ow}}{V_{ref}} \cdot F_{ws}, \quad (16)$$

Objem kontaminované povrchové vody V_{ow} má přímou návaznost na výsledné hodnoty z Protea. Výsledky jsou poté vyneseny do grafu „stanovení přijatelnosti“.



Obr. č. 13 – Graf stanovení přijatelnosti

Graf „stanovení přijatelnosti“ je založen na referenčním objemu. Tento objem je odvozen od naměřeného množství kontaminované povrchové vody při havárii „Sandoz“. Tato havárie (resp. toto množství) slouží jako tzv. etalon „stanovení přijatelnosti“, tedy hodnota EHI této havárie je rovna 1. Z toho vyplývá, že taková to havárie, jejíž frekvence je vyšší než 1 za milion let, je nepřijatelná.

7 Aplikace navrhovaného postupu

Komplexní studie hodnocení environmentálních rizik navrhovaným postupem byla realizována v několika průmyslových podnicích. Tato práce uvádí aplikaci ve velkém petrochemickém komplexu – Podnik A. Dále je uvedena selekce v objektu Podniku B (menší podnik anorganické chemie).

7.1 Popis hydrologických podmínek

Předmětné území spadá objekt Podniku A do povodí řeky Vodní tok A. Severní hranice areálu podniku sousedí s tokem Malý vodní tok A.

Průměrný průtok v řece Vodní tok A: 2 188,851 m³/s (průměrný údaj za roky 2001 – 2003 pro měrný profil Vodní tok A – v místě vypouštění odpadních vod, zdroj: www.shmu.sk). Dlouhodobý průměrný průtok Vodního toku A v místě studie je 2 044 m³/s. Typ režimu odtoku je na Vodním toku A vysokohorský s převahou sněhového režimu.

Z klimatických oblastí se v povodí vyskytují okrsky mírně teplý, mírně vlhký s mírnou zimou, pahorkatinový až teplý, suchý s mírnou zimou s prodlouženým slunečním svitem. Dlouhodobá průměrná roční teplota vzduchu se pohybuje od 7°C do 10°C. Dlouhodobé průměrné srážky se pohybují od 650 mm.r⁻¹ do 550 mm.r⁻¹.

Naměřené hodnoty NEL v řece Vodní tok A zařazují povrchovou vodu z hlediska ukazatelů skupiny F do třídy II. (čistá voda) a III. (znečištěná voda) kvality vod.



Obr. č. 14 – Schéma vodních toků v okolí objektu Podnik A

7.2 Popis technologie ČOV

Nakládání s odpadními vodami v areálu Podniku A se řídí následujícími dokumenty:

- Kanalizační řád Podniku A (datum vydání: 2.5.2003),
- Havarijní řád Podniku A.

Podnik A vypouští vyčištěné odpadní vody do Vodního toku A a Malého vodního toku A (viz. níže). Toto nakládání s odpadními vodami je povoleno příslušnými orgány.

1) Vypouštění odpadních vod do recipientu Malý vodní tok A

ČOV bl. 11

ČOV odvodňuje olejářskou část podniku, bloky 10-13, 20-23, 30-33, 40-44. Jedná se o odvod chladících a málo znečištěných dešťových vod.

Technologický proces čištění těchto vod spočívá v gravitační sedimentaci a flotaci především ropných látek v komoře odlučovače. Vyčištěná odpadní voda gravitačně odtéká do Malého vodního toku A (říční kilometr 125).

Maximální přítok odpadních vod chladících je $0,11 \text{ m}^3/\text{s}$, dešťových $0,850 \text{ m}^3/\text{s}$. Celkové množství přečištěných odpadních vod bylo v r. 2004 následující: **6 179 096 m³**.

ČOV bl. 17 - 18

ČOV odvodňuje rafinérskou a petrochemickou část území podniku mimo SZ části odkanalizované na ČOV bl. 11, jedná se o odvod chladících vod, málo znečištěných dešťových vod a malého množství splaškových vod. Odpadní vody jsou do ČOV gravitačně svedeny otevřeným kanálem „C“.

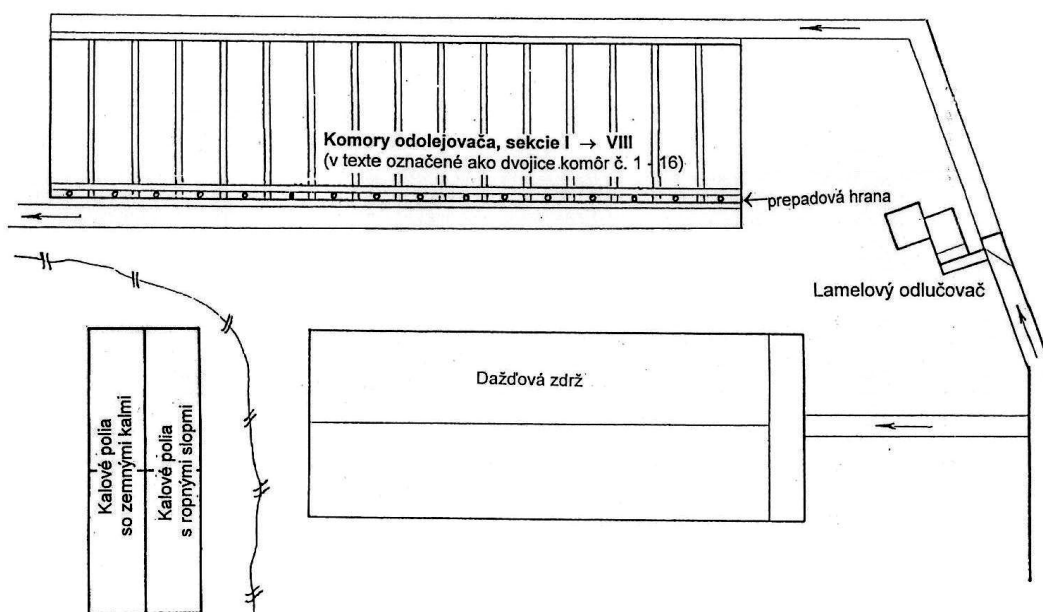
Proces čištění odpadních vod sestává z následujících stupňů:

1. hrubé předčištění – odstranění větších mechanických nečistot na česlích,
2. hrubé odloučení ropných látek – odseparování zaolejované svrchní vrstvy na hladině odpadní vody v přívodním kanálu,
3. hlavní odlučovače ropných látek.

Vyčištěná odpadní voda gravitačně odtéká do Malého vodního toku A (říční kilometr 124). Maximální přítok odpadních vod je $8,69 \text{ m}^3/\text{s}$, průměrný přítok je $6,54 \text{ m}^3/\text{s}$. Celkové množství¹⁰ přečištěných odpadních vod bylo v r. 2004 následující: **46 583 719 m³**.

Na ČOV jsou čištěny i podzemní vody (systém HOPV) v množství cca $30 \text{ mil m}^3/\text{rok}$, část se využívá na primární průtokové chlazení.

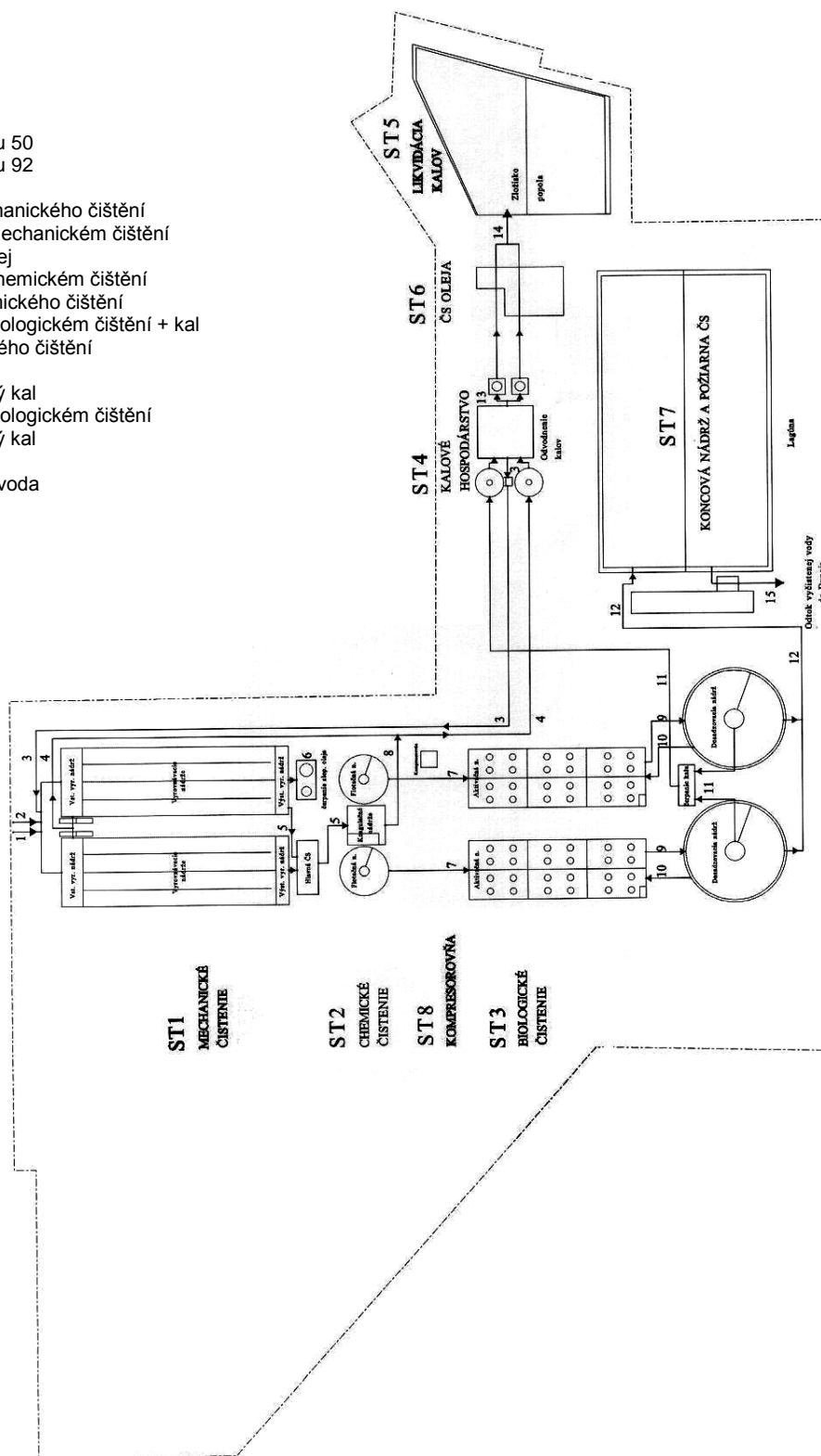
¹⁰ Množství odpadních vod svedených na ČOV bl. 17 – 18 tvoří cca 90 % všech odpadních vod produkovaných v areálu Podniku A.



Obr. č. 15 – Schéma ČOV bl. 17-18

2) Vypouštění odpadních vod do recipientu Vodního toku A MCHB ČOV

1. OV z bloku 50
2. OV z bloku 92
3. vratné OV
4. kal z mechanického čištění
5. voda po mechanickém čištění
6. slopový olej
7. voda po chemickém čištění
8. kal z chemického čištění
9. voda po biologickém čištění + kal z chemického čištění
10. vratný kal
11. přebytečný kal
12. voda po biologickém čištění
13. odvodněný kal
14. popel
15. vycištěná voda



Obr. č. 16 – Technologické schéma MCHB ČOV – Podnik A

7.3 Popis kanalizačního systému

Kanalizační systém Podniku A je oddělený, tvořený třemi druhy nezávislé kanalizace:

- chemická kanalizace (včetně znečištěných dešťových vod),
- chladicí kanalizace (včetně čistých dešťových vod),
- splašková kanalizace.

Kanalizační síť Podniku A byla budována v různých časových obdobích, některé její části jsou v současné době nepoužívané nebo nevyhovující. V r. 2003 byla zakončena I. etapa mapování chemické kanalizace, ze závěrečné zprávy mapování vyplývá pro jednotlivé výrobní bloky celá řada opatření, která by měla vést ke zlepšení stavu a snížení znečištění produkovaných odpadních vod.

V areálu podniku je provozováno několik stok, které odvádějí odpadní vodu gravitačním způsobem do sběrných jímek, odkud jsou odpadní vody přečerpávány k dalšímu nakládání nadpovrchovým výtlakem:

- Stoka „C“ – sběrač čistých dešťových vod a chladících odpadních vod,
- Stoka „Z“ – gravitační síť zaolejovaných vod,
- Stoka „CH“ – vody znečištěné anorganickými látkami (ústí do „Z“).

7.3.1 Chemická kanalizace

Odpadní vody znečištěné ropnými nebo chemickými látkami jsou vedeny výtlačky (nadzemní kanalizace) z čerpacích stanic na odlučovač ropných látek umístěný na bloku 50, kde dochází ke gravitační sedimentaci a odloučení ropných látek v komorách odlučovačů. Předčištěná odpadní voda je shromažďována v akumulacích nádržích odkud se přečerpává na MCHB ČOV na dočištění. V některých případech je odpadní voda zaústěna přímo na MCHB ČOV.

Chemická kanalizace odvodňuje celý prostor závodu, odvádí následující druhy vod:

- chemicky znečištěné odpadní vody (celý areál),
- zaolejované dešťové odpadní vody (celý areál),
- vody z některých vrtů HOPV (hydraulická ochrana podzemních vod),
- splaškové vody (olejářská část podniku).

Množství odpadních vod:

278,5 l/s vstup na MCHB ČOV, **7 034 102 m³/2004**

MCHB ČOV se skládá ze tří stupňů:

- 1) mechanický stupeň – je založený na fyzikálním procesu, který využívá gravitační odloučení volných ropných látek a kalů a jejich následné zpracování na kalovém hospodářství a spalovně kalů,
- 2) chemický stupeň – zahrnuje např. srážení pomocí flokulantů, úpravu pH a tlakovzdušnou flotaci,
- 3) biologický stupeň – zabezpečuje nejúčinnější odbourání polutantů v odpadní vodě. Využívá směsné kultury mikroorganismů schopných odbourat organické látky.

Směs vyčištěné odpadní vody odtéká do dosazovací nádrže, ze které se kal vrací zpět do procesu, voda odtéká do koncové nádrže a po provzdušnění do Vodního toku A (1863,7 ř.km) na jeho levém břehu.



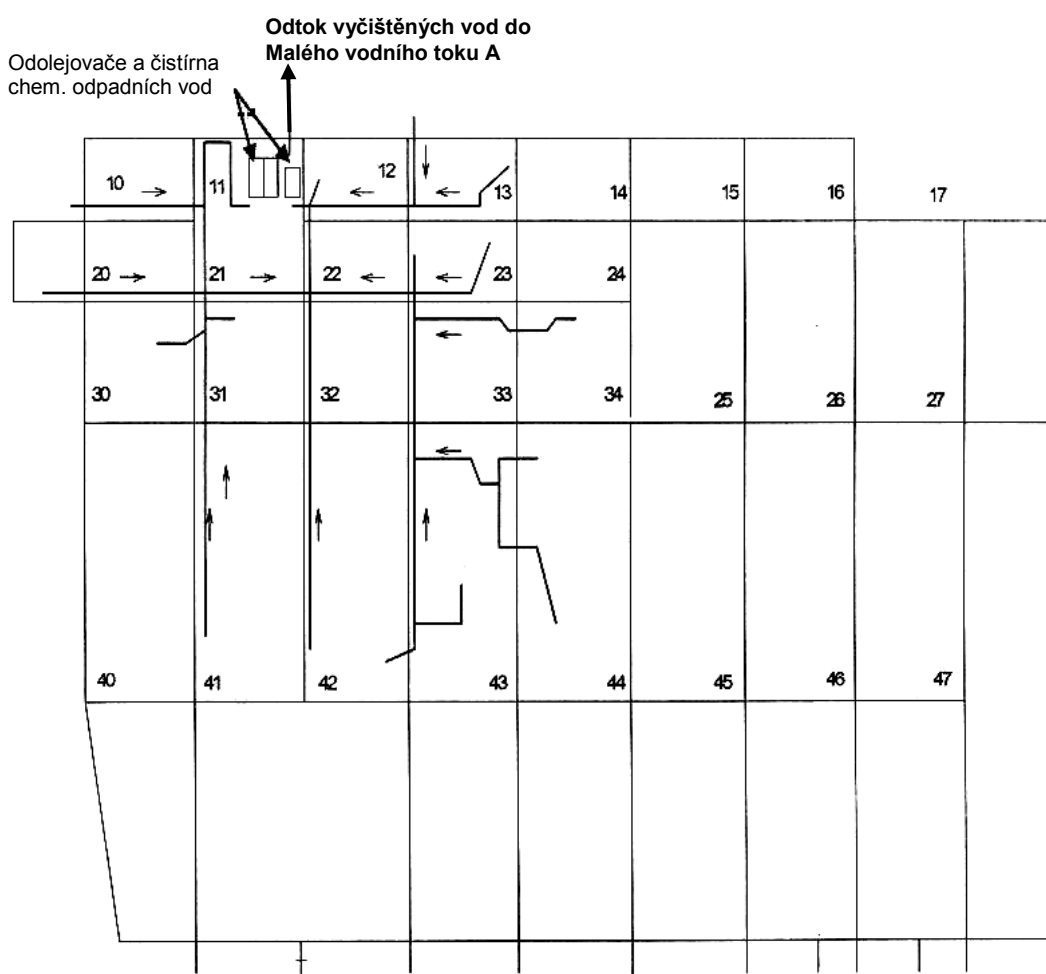
Obr. č. 17 – MCHB ČOV v objektu Podniku A

7.3.2 Kanalizace chladících odpadních vod

Kanalizace odvádí oteplené vody z průtočného chlazení starších výrobních jednotek podniku a rovněž odvádí neznečištěné dešťové vody ze zpevněných areálových ploch a komunikací. Z olejářské části podniku jsou výrobní jednotky napojené na ČOV bloku 11, z ostatních částí na ČOV bloku 17 – 18.

7.3.3 Kanalizace splaškových odpadních vod

Samostatná sběrná kanalizační síť splaškových vod byla vybudovaná pouze v olejářské části podniku. Tato síť odvádí splaškové odpadní vody do čerpací stanice chemických odpadních vod na bl. 11, ze které se přečerpávají na ČOV bl. 50 a následně na MCHB ČOV.



Obr. č. 18 – Schéma kanalizace chladících a dešťových vod v objektu Podniku A

7.4 Selektce zdrojů environmentálních rizik

7.4.1 Selektce zdrojů environmentálních rizik v Podniku A

Princip zvoleného postupu metodou EAI (Environment-Accident Index) byl založen na prvotním rozdělení zdrojů podle skupenství látek. Jako podklad pro tento krok byla použita rozsáhlá studie všech zařízení v objektu Podnik A pro účely oznámení.

Po následném vyčlenění zdrojů rizik obsahujících látky v plynném nebo pevném skupenství, byl počet vstupních dat studie redukován viz. následující tabulka.

Tab. č. 6 Souhrn vstupních dat pro stanovení EA Indexu

Popis vlastností chemických látek/přípravků		Popis zařízení	
Počet nebezpečných látek	148	Počet jednotek	283
Počet potřebných údajů	6	Počet potřebných údajů	4
Celkový počet vstupních dat - 2008			

V Tab. č. 8 jsou uvedeny ukázky doplněných vstupních dat. Kompletní tabulka je v Příloze č. 3. Vzdálenost zdroje rizika k nejbližšímu vodnímu toku byla, na základě celkového zabezpečení kanalizačních systémů v objektu, stanovena vždy vzdušnou čarou z jednotlivých bloků.

Vliv této hodnoty, a tedy vnitřní zabezpečení kanalizačního systému, na výslednou hodnotu EAI je jasně patrný z ukázky druhé selektce v kapitole 7.4.2.

V následující tabulce jsou uvedeny vybrané zdroje rizik podle EAI (Environment-Accident Index), které jsou podrobeny detailnější studii. Tabulka je doplněna o zdroje rizika vybraných nad rámec metodiky (zdroje č. 176, 55, 18, 112). Tyto zdroje jsou do další analýzy přiřazeny na základě vysoké toxicity látky (fenol) nebo pro velké skladovací kapacity (> 6000 t).

Tab. č. 7 Vybrané zdroje rizika podle EAI (EAI > 500), Podnik A

Zdroj č.	Zdroj rizika	Posuzovaná látka	Množství [t]	EAI
9.	bl. 56 - H103.301	Amoniak	40	500
	bl. 72 - žel. cisterna	Amoniak (bl.72)	30	500
10.	bl. 63 - 6305	Amoniaková voda 25-27 % hmot	55	770
38.	bl. 58 - V304	MDEA	230	546
95.	bl. 44 - N4404	Kvapalné palivo (VOĚ, p-benz.)	8700	640
100.	bl. 58 - V401	Kyslá voda (obsah. H ₂ S, NH ₃)	70	770
136.	bl. 26 - 2606	Olej plynový	7650	640
185.	bl. 25 - 2601	Slop	15200	640
188.	bl. 48 - 4803	Surovina pro KHK (vákuový destilát 3- PN)	8400	640
176.	bl. 28 - 2803	Ropa	54400	420
55.	bl. 75 - 509	Fenol	100	448
	bl. 78 - 7822	Fenol	400	448
18.	bl. 47	Benzín	6600	480
	bl. 51 - 5152	Benzín	6747	480
112.	bl. 52	Motorová nafta	7900	280
	bl. 53	Motorová nafta	7900	280

Tab. č. 8 Vstupní data pro stanovení EA Indexu – Podnik A

No.	Látka	CAS-No.	D Hustota (Kg/m ³)	Am Max. skladovací kapacity (t)	γ Viskozita (cSt)	Sol Rozpusťnost ve vodě (w-%)	Tox Toxicita (mg/l)	DNW Vzdálenost k nejbližšímu vodnímu toku (m)	DGS Hloubka hladiny podzemní vody	SaD Spád	S Půdní podloží
1.	2-etylhexyl nitrát	27247-96-7	960	90	1,8	1,25	145	pozn. 1	min. 3	horizontální	nepropustné
2.	Acetón	67-64-1	790,8	830	0,41	100	5540	pozn. 1	min. 3	horizontální	nepropustné
3.	Acetylén	74-86-2	-	nehodnoceno	-	-	-	-	-	-	-
4.	ADX 1667/ Inf.T6602A, DBX 2938	-	970	90,000	1500	0	5	pozn. 1	min. 3	horizontální	nepropustné
5.	Alkán ľahký	93924-07-3	750	126,940	1,4	0	5	pozn. 1	min. 3	horizontální	nepropustné
6.	Alkán ľažký	93924-08-4	774	45,000	4	0	5	pozn. 1	min. 3	horizontální	nepropustné
7.	Alkylát (benzíny -C8 uhľovodíky)	86290-81-5	775	3300,000	4	0	58	pozn. 1	min. 3	horizontální	nepropustné
8.	Alycol (nejmenej 90 % MEG)	107-473-3	1120	0,000	25	100	150	pozn. 1	min. 3	horizontální	nepropustné
9.	Amoniak (bl.56)	7664-41-7	771	40,000	0,425	34	0,45	pozn. 1	min. 3	horizontální	nepropustné
10.	Amoniaková voda 25- 27 % hmot	1336-21-6	910	55,000	4	32,2	0,05	pozn. 1	min. 3	horizontální	nepropustné
11.	Anabex	68603-91-8	880	0,160	45	0	26,7	pozn. 1	min. 3	horizontální	nepropustné
12.	Antioxidant BHT - Ionol CP	128-37-0	-	nehodnoceno	-	-	-	-	-	-	-
13.	Antioxidant SPEC AID 5205	-	937	1,000	20	0	0,11	pozn. 1	min. 3	horizontální	nepropustné
14.	Asfalt	8052-42-4	1000	1104,000	1000	0	5	pozn. 1	min. 3	horizontální	nepropustné
15.	Asfalt polofukaný	8052-42-4	1000	100,000	1000	0	5	pozn. 1	min. 3	horizontální	nepropustné
16.	Atmosferický zvyšok (AD5-11)	-	1000	126,000	76	0	5	pozn. 1	min. 3	horizontální	nepropustné
17.	Benzén	71-43-2	879	0,000	0,75	0,2	5,3	pozn. 1	min. 3	horizontální	nepropustné
18.	Benzín	71-43-8	735	85,000	0,75	0,2	11	pozn. 1	min. 3	horizontální	nepropustné
19.	Benzín + voda	71-43-9	735	5,000	0,75	0,2	11	pozn. 1	min. 3	horizontální	nepropustné

pozn. 1 – vzdálenost k nejbližšímu toku byla stanovena vždy od zdroje s největší zadržací dané látky/přípravku k toku Malého vodního toku A

Uvažované vzdálenosti vybraných bloků k toku Malý vodní tok A

Blok č.	Vzdálenost [m]	Blok č.	Vzdálenost [m]	Blok č.	Vzdálenost [m]	Blok č.	Vzdálenost [m]	Blok č.	Vzdálenost [m]	Blok č.	Vzdálenost [m]
25	723	31	464	45	1009	51	1050	56	1486	75	1958
26	841	34	477	46	1150	52B	1127	57	1591	78	2327
27	1018	42	682	47	1282	53	1118	63	1486	93	2400
28	1191	43	755	48	1400	54	1205	64	1555		
30	477	44	859	50	1045	55	1318	66	1759		

7.4.2 Selekce zdrojů environmentálních rizik v Podniku B

Odlišnost od předchozí selekce není způsobena množstvím posuzovaných jednotek, ale především podklady, resp. rozdělení jednotek. Stejně jako v kapitole 7.4.1 je prvotní rozdělení zdrojů podle skupenství látek. Nicméně **posuzované jednotky jsou identické s jednotkami QRA** (hodnocení společenského rizika [16]).

Počet vstupních dat studie je uveden v následující tabulce.

Tab. č. 9 Souhrn vstupních dat pro stanovení EA Indexu

Popis vlastností chemických látek/přípravků		Popis zařízení	
Počet nebezpečných látek	24	Počet jednotek	75
Počet potřebných údajů	6	Počet potřebných údajů	4
Celkový počet vstupních dat - 444			

V Tab. č. 11 je uvedena ukázka doplněných vstupních dat. Kompletní tabulka je uvedena v Příloze č. 4.

Další významnou změnou oproti selekci zdrojů rizik v objektu Podnik A je stanovení vzdálenosti zdroje rizika od nejbližšího vodního toku. Ta byla volena, po důkladném prozkoumání vnitřní kanalizační sítě a bezpečnostních opatření objektu Podnik B, vždy od zdroje k nejbližší dešťové kanalizaci.

V následující tabulce jsou uvedeny vybrané zdroje rizik podle EAI (Environment-Accident Index), které jsou podrobeny detailnější studii.

Tab. č. 10 Vybrané zdroje rizika podle EAI (EAI > 500), Podnik B

Zdroj č.	Zdroj rizika	Posuzovaná látka	Množství [t]	EAI
DaS 1	Zás. H 902A	AKH	225,80	980
DaS 2	Zás. H 902B	AKH	225,80	980
DaS 3	Zás. H 903A	AKH	88,50	980
DaS 4	Zás. H 903B	AKH	88,50	980
DaS 12	Podzemní zás. H 911A	NaCN-r	42,00	650
DaS 13	Podzemní zás. H 911B	NaCN-r	42,00	650
DaS 15	Plnění ŽC	AKH	55,00	980
DaS 16	Plnění ŽC	NaCN	49,00	650
DaS 18	Plnění ŽC	čpavková voda (30%)	9,00	700
DaS 19	Zás. H 801	čpavková voda (30%)	66,136	980
DaS 20	Zás. H 801	čpavková voda (30%)	66,136	980
DaS 22	Stacionární stáčení ŽC	čpavková voda (30%)	9,00	800
DaS 30	Železniční cisterna	amoniak	54,50	1120
DaS 33	ŽC (žel. vlečka)	amoniak	54,50	1120
DaS 37	ŽC (žel. vlečka)	NaCN	49,00	750
DaS 38	ŽC (žel. vlečka)	čpavková voda (30%)	9,00	800
DaS 41	Zás. H701	H ₂ SO ₄	110,00	546
DaS 42	Zás. H702	H ₃ PO ₄	47,804	520
DaS 43	Železniční cisterna	H ₂ SO ₄	50,00	546
DaS 44	Železniční cisterna	H ₃ PO ₄	30,00	520

Tab. č. 11 Vstupní data pro stanovení EA Indexu – Podnik B

No.	Látka	CAS-No.	D Hustota (Kg/m ³)	Am Max. skladovací kapacity (t)	γ Viskozita (cSt)	Sol Rozpusťnost ve vodě (w-%)	Tox Toxicita (mg/l)	DNW Vzdálenost k nejbližšímu vodnímu toku (m)	DGS Hloubka hladiny podzemní vody	SaD Spád	S Půdní podloží
DaS 1	Zás. H 902A - AKH	75-86-5	932	225,800	0,41	85	0,22	8	7	1	0
DaS 2	Zás. H 902B - AKH	75-86-5	932	225,800	0,41	85	0,22	8	7	1	0
DaS 3	Zás. H 903A - AKH	75-86-6	932	88,500	0,41	85	0,22	8	7	1	0
DaS 4	Zás. H 903B - AKH	75-86-7	932	88,500	0,41	85	0,22	8	7	1	0
DaS 5	Zás. H 901A - aceton	67-64-1	792	112,600	0,41	100	5540	8	7	1	0
DaS 6	Zás. H 901B - aceton	67-64-2	793	112,600	0,41	100	5540	8	7	1	0
DaS 7	Zás. H 904 - aceton	67-64-3	794	75,000	0,41	100	5540	8	7	1	0
DaS 8	Zás. H 905 - aceton	67-64-4	795	75,000	0,41	100	5540	8	7	1	0
DaS 9	Zás. H 906 - aceton	67-64-5	796	75,000	0,41	100	5540	8	7	1	0
DaS 10	Zás. H 907 - aceton	67-64-6	797	75,000	0,41	100	5540	8	7	1	0
DaS 11	Zás. H 908 - aceton	67-64-7	798	75,000	0,41	100	5540	8	7	1	0
DaS 12	Podzemní zás. H 911A - NaCN-r	143-33-9	1595	42,000	0,63	37	0,05	8	7	1	0
DaS 13	Podzemní zás. H 911B - NaCN-r	143-33-10	1596	42,000	0,63	37	0,05	8	7	1	0
DaS 14	Stáčení AC do zásobníků - aceton	67-64-7	798	20,000	0,41	100	5540	8	7	1	9
DaS 15	Plnění ŽC - AKH	75-86-7	932	55,000	0,41	85	0,22	8	7	1	0
DaS 16	Plnění ŽC - NaCN	143-33-10	1596	49,000	0,63	37	0,05	8	7	1	0
DaS 17	Stáčení z ŽC - aceton	67-64-7	798	50,000	0,41	100	5540	8	7	1	0
DaS 18	Plnění ŽC - čpavková voda (30%)	7664-41-7	600	9,000	0,425	34	0,45	8	7	1	0

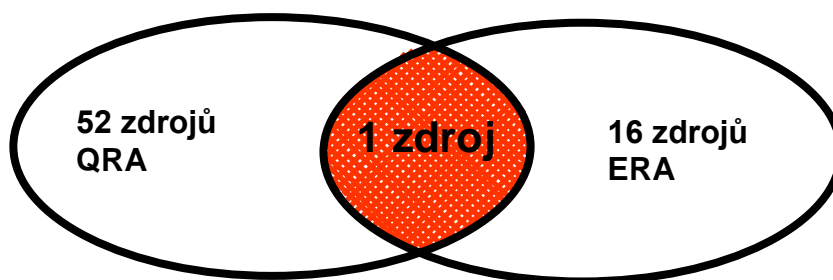
7.4.3 Porovnání selekce ERA a QRA

Tato část disertační práce dokazuje potřebu vlastní selektivní metody pro hodnocení environmentálních rizik.

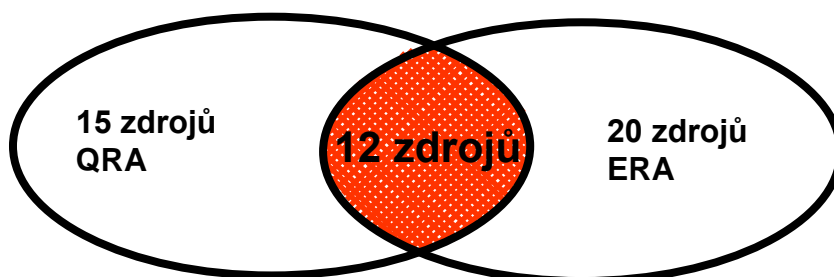
Podrobnost rozdělování jednotek podle principů popsaných v literatuře [17] je neoddiskutovatelným přínosem pro další studie. Toto rozdělení využívá i selekce environmentálních rizik metodou EHI (hodnocení ERA). Avšak výběr jednotek musí probíhat podle jiných kritérií. Následující tabulka a schémata dokazují platnost tohoto tvrzení.

Tab. č. 12 Porovnání výstupů selekcí QRA a ERA

Podnik A				Podnik B			
Počet jednotek hodnocených QRA	Počet jednotek vybraných QRA	Počet jednotek hodnocených ERA	Počet jednotek vybraných ERA	Počet jednotek hodnocených QRA	Počet jednotek vybraných QRA	Počet jednotek hodnocených ERA	Počet jednotek vybraných ERA
1376	52 (4 %)	283	16 (6 %)	40	15 (37,5 %)	75	20 (26,7 %)



Obr. č. 19 – Průnik společně vybraných zdrojů rizik QRA x ERA v objektu Podnik A



Obr. č. 20 – Průnik společně vybraných zdrojů rizik QRA x ERA v objektu Podnik B

Úspěšnost výběru jednotek v objektu Podnik B je ovlivněn skutečností, že se jedná pouze hodnocení jednoho provozu s největší kumulací jednotek s předpokladem výběru jak pro QRA, tak pro ERA (stáček pozice, železniční vlečka, velké skladovací zásobníky, atd.).

Z výše uvedeného jasně vyplývá potřeba vlastní selektivní metody pro hodnocení environmentálních rizik.

7.5 Dopad dlouhodobých úniků nebezpečných chemických látek na Vodní tok A

Základní podmínky a hodnoty pro výpočet dopadu dlouhodobých úniků ropných látek na vodní prostředí Vodního toku A, které byly použity pro aplikaci programu EUSES jsou uvedeny v následujících tabulkách (detailní výpočty pro jednotlivé látky jsou uvedeny v Příloze č. 1). Studie byla zpracována pro každou z výše uvedených látek vybraných selektivní metodou.

Do Malého vodního toku A jsou zaústěny výstupy z ČOV bloku 11 a ČOV bloků 17 – 18.

ČOV bl. 11 odvodňuje olejářskou část podniku, bloky 10-13, 20-23, 30-33, 40-44. Jedná se o odvod chladících a málo znečištěných dešťových vod. Celkové množství přečištěných odpadních vod bylo v r. 2004 následující: **6 179 096 m³**.

ČOV bl. 17 - 18 odvodňuje rafinérskou a petrochemickou část území podniku mimo SZ části odkanalizované na ČOV bl. 11, jedná se o odvod chladících vod, málo znečištěných dešťových vod a malého množství splaškových vod. Celkové množství přečištěných odpadních vod bylo v r. 2004 následující: **46 583 719 m³**.¹¹

¹¹ Množství odpadních vod svedených na ČOV bl. 17 – 18 tvoří cca 90 % všech odpadních vod produkovaných v areálu Podnik A

Amoniak**Tab. č. 13 Vstupní data – EUSES 2.0 - amoniak**

Typ hodnocení	Environmentální riziko na lokální úrovni
Charakteristika látky	Molární hmotnost: 17,03 g/mol Bod tání: -78°C Bod varu: -33,4°C Tlak par při 20°C: 0,857 MPa Rozpustnost ve vodě při 20°C: 517 g/l Log K _{ow} : 1,14 (25 °C)
Množství látky	5 t/rok (spotřeba v r. 2004)
Životní cyklus látky	Processing = Industrial Use
Průměrný průtok v řece Vodní tok A	Q _r = 2189 m ³ /s
fish LC50	0,26 mg/l
dafnie EC50	20 mg/l
Hodnota PEC (povrchové vody bez pozad'ové koncentrace)	1,37·10⁻⁶ mg/l
Hodnota RCR (pro Vodní tok A - bez pozad'ové koncentrace)	5,29·10⁻³

Amoniaková voda 25-27 % hmot**Tab. č. 14 Vstupní data – EUSES 2.0 – amoniaková voda 25-27% hmot.**

Typ hodnocení	Environmentální riziko na lokální úrovni
Použití	chemická úprava vod
Charakteristika látky	Molární hmotnost: 35,05 g/mol Bod tání: -91,5°C Bod varu: 24,7°C Tlak par při 20°C: 0,0837 MPa Rozpustnost ve vodě: 32,2 hm% Log K _{ow} : 1,38
Množství látky	1,52·10 ³ t/rok
Životní cyklus látky	Processing = Industrial Use
Průměrný průtok v řece Vodní tok A	Q _r = 2189 m ³ /s
fish LC50	0,093 mg/l
dafnie EC50	0,66 mg/l
Hodnota PEC (povrchové vody bez pozad'ové koncentrace)	4,42·10⁻⁵ mg/l
Hodnota RCR (pro Vodní tok A - bez pozad'ové koncentrace)	0,475

Výpočet úniku byl proveden pro průmyslové využití látky. Vstupnímu množství látky byl programem přiřazen emisní faktor a vypočítány lokální emise do jednotlivých složek životního prostředí.

MDEA (N-methyldiethanolamin)

Tab. č. 15 Vstupní data – EUSES 2.0 - MDEA

Typ hodnocení	Environmentální riziko na lokální úrovni
Použití	Adsorbent sirovodíku, na provozu výroby síry bl. 58.
Charakteristika látky	Molární hmotnost: 119,19 g/mol Bod tání: -21°C Bod varu: 247°C Tlak par při 20°C: 0,1 Pa Rozpustnost ve vodě: 100 % obj. Log K _{ow} : -1,5
Množství látky	840 000 t/rok
Průmyslová kategorie (IC)	2 Chemical industry
Kategorie využití látky (UC)	1 Adsorbents and absorbents
Životní cyklus látky	Processing = Industrial Use
Průměrný průtok v řece Vodní tok A	Q _r = 2189 m ³ /s
fish LC50	762 mg/l (Salmo gairdneri, 96h)
dafnie EC50	37 mg/l (Scenedesmus subspicatus, 72h)
Hodnota PEC (povrchové vody bez pozad'ové koncentrace)	0,114 mg/l
Hodnota RCR (pro Vodní tok A - bez pozad'ové koncentrace)	0,149

Kapalné palivo (VOT,p-benz.)

Tab. č. 16 Vstupní data – EUSES 2.0 - kapalné palivo (VOT, p-benz.)

Typ hodnocení	Environmentální riziko na lokální úrovni
Použití	Palivo pro teplárnu
Charakteristika látky	Molární hmotnost: - g/mol Bod tání: 40°C Bod varu: více než 300°C Tlak par při 20°C: - Pa Rozpustnost ve vodě: málo rozpustný, tvorba emulze Log K _{ow} : -
Množství látky	357 918 t (rok 2004)
Průmyslová kategorie (IC)	9 Mineral oil and fuel industry
Kategorie využití látky (UC)	27 Fuels
Životní cyklus látky	Processing = Industrial Use/Production
Průměrný průtok v řece Vodní tok A	Q _r = 2189 m ³ /s
fish LC50	1000 mg/l
Hodnota PEC (povrchové vody bez pozad'ové koncentrace)	1,92·10⁻³ mg/l
Hodnota RCR (pro Vodní tok A - bez pozad'ové koncentrace)	1,92·10⁻³

Kyselá voda (obsah. H₂S, NH₃)**Tab. č. 17 Vstupní data – EUSES 2.0 - kyselá voda (obsah. H₂S, NH₃)**

Typ hodnocení	Environmentální riziko na lokální úrovni
Použití	Výroba síry
Charakteristika látky	Molární hmotnost: 23,25 g/mol Bod tání: - °C Bod varu: -47,4°C Tlak par při 20°C: 979 kPa Rozpustnost ve vodě: malá Log K _{ow} : -
Množství látky	477 000 t (rok 2004)
Průmyslová kategorie (IC)	2 Chemical industry
Průměrný průtok v řece Vodní tok A	Q _r = 2189 m ³ /s
dafnie LC50	189 mg/l
Hodnota PEC (povrchové vody bez pozad'ové koncentrace)	5,98·10⁻³ mg/l
Hodnota RCR (pro Vodní tok A - bez pozad'ové koncentrace)	3,16·10⁻²

Olej plynový, Slop**Tab. č. 18 Vstupní data – EUSES 2.0 - olej plynový, slop**

Typ hodnocení	Environmentální riziko na lokální úrovni
Použití	Produkt zpracování ropy
Charakteristika látky	Molární hmotnost: - g/mol Bod tání: - 6 až -10 °C Bod varu: 180 °C Tlak par při 20°C: - Pa Rozpustnost ve vodě: - Log K _{ow} : -
Množství látky	1 053 873 t (rok 2004)
Průmyslová kategorie (IC)	9 Mineral oil and fuel industry
Kategorie využití látky (UC)	27 Fuels
Životní cyklus látky	Production
Průměrný průtok v řece Vodní tok A	Q _r = 2189 m ³ /s
fish LC50	1000 mg/l
Hodnota PEC (povrchové vody bez pozad'ové koncentrace)	6,92·10⁻³ mg/l
Hodnota RCR (pro Vodní tok A - bez pozad'ové koncentrace)	6,92·10⁻³

Surovina pro VGH

Tab. č. 19 Vstupní data – EUSES 2.0 - surovina pro VGH

Typ hodnocení	Environmentální riziko na lokální úrovni
Použití	surovina může mít různé složení: a) vakuový plyný olej b) olejový destilát c) vakuové destiláty d) plynový olej z RHC e) vakuový destilát z RHC
Charakteristika látky	Molární hmotnost: - g/mol Bod tání: 32 °C Bod varu: více než 250 °C Tlak par při 20°C: - Pa Rozpustnost ve vodě: malá Log K _{ow} : -
Množství látky	855 172 t (rok 2004)
Průmyslová kategorie (IC)	9 Mineral oil and fuel industry
Kategorie využití látky (UC)	27 Fuels
Životní cyklus látky	Industrial Use
Průměrný průtok v řece Vodní tok A	Q _r = 2189 m ³ /s
fish LC50	1000 mg/l
Hodnota PEC (povrchové vody bez pozad'ové koncentrace)	4,71·10⁻³ mg/l
Hodnota RCR (pro Vodní tok A - bez pozad'ové koncentrace)	4,71·10⁻³

Fenol

Tab. č. 20 Vstupní data – EUSES 2.0 - fenol

Typ hodnocení	Environmentální riziko na lokální úrovni
Charakteristika látky	Molární hmotnost: 94,11 g/mol Bod tání: 40,91 °C Bod varu: 181,75 °C Tlak par při 25°C: 0,35 mm Hg Rozpustnost ve vodě: velká Log K _{ow} : 1,46
Množství látky	400 t (rok 2004)
Průmyslová kategorie (IC)	9 Mineral oil and fuel industry
Kategorie využití látky (UC)	27 Fuels
Životní cyklus látky	Industrial Use
Průměrný průtok v řece Vodní tok A	Q _r = 2189 m ³ /s
fish LC50	5,4 mg/l (fish)
dafnie EC50	10 mg/l (Daphnia)
Hodnota PEC (povrchové vody bez pozad'ové koncentrace)	2,16·10⁻⁴ mg/l
Hodnota RCR (pro Vodní tok A - bez pozad'ové koncentrace)	0,04

Ropné produkty (benzín automobilový, nafta motorová)**Tab. č. 21 Vstupní data – EUSES 2.0 - ropné produkty**

Typ hodnocení	Environmentální riziko na lokální úrovni
Charakteristika látky	jsou použity hodnoty pro benzín automobilový, který je z hlediska vlivů na životní prostředí látkou více rizikovou (konzervativní přístup) Molární hmotnost: 70 g/mol Bod tání: -90,6°C Bod varu: 98,4°C Tlak par při 20°C: $3,0 \cdot 10^4$ Pa Rozpustnost ve vodě při 20°C: 50 mg.l^{-1} Log K_{ow} : 4 Henryho konstanta: $5,53 \cdot 10^4 \text{ Pa.m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$
Množství látky	$7,07 \cdot 10^5$ t/rok
Průmyslová kategorie (IC)	9 Mineral oil and fuel industry
Kategorie využití látky (UC)	27 Fuels
Životní cyklus látky	Production
Průměrný průtok v řece Vodní tok A	$Q_r = 2189 \text{ m}^3/\text{s}$
fish LC50	11 mg/l (Onchorhynchus mykiss, 96h)
dafnie EC50	3 mg/l (Daphnia magna, 48h)
dafnie EC50	19 (Selenastrum capricornutum, 72h)
Hodnota PEC (povrchové vody bez pozad'ové koncentrace)	$2,12 \cdot 10^{-3} \text{ mg/l}$
Hodnota RCR (pro Vodní tok A - bez pozad'ové koncentrace)	$0,705 \cdot 10^{-3}$

7.6 Dopad havarijních úniků nebezpečných chemických látek na Vodní tok A

V následující tabulce jsou uvedeny výsledné hodnoty kvantitativního hodnocení environmentálních rizik u vybraných zdrojů v objektu Podnik A

Tab. č. 22 Výsledné kvantitativní hodnocení

Zdroj č.	Scénáře	Množství látky uniklé do vodního prostředí [kg]	Frekvence události [1/rok]	Odhad objemu kontaminované povrchové vody [m ³]
9a	topping	21 387	$2,857 \cdot 10^{-9}$	-
9b	netěsnost stáčecího/plnicího připojení	2,895	$1,001 \cdot 10^{-8}$	-
	vnitřní vada cisterny	30 000	$8,945 \cdot 10^{-14}$	-
	požár	15 000	$9,938 \cdot 10^{-15}$	-
	porucha stáčecího/plnicího připojení	289,53	$4,968 \cdot 10^{-18}$	-
10	topping	30 744	$2,714 \cdot 10^{-9}$	-
	kontinuální únik	21 296	$2,714 \cdot 10^{-10}$	-
	okamžitý únik	11 848	$2,714 \cdot 10^{-11}$	-
18	okamžitý únik	4 521 256	$7,214 \cdot 10^{-10}$	-
38	topping	68 002	$2,857 \cdot 10^{-9}$	-
	kontinuální únik	57 255	$2,857 \cdot 10^{-10}$	-
	okamžitý únik	46 508	$2,857 \cdot 10^{-11}$	-
55	topping	19 267	$2,857 \cdot 10^{-9}$	-
	kontinuální únik	13 860	$2,857 \cdot 10^{-10}$	-
	okamžitý únik	8 453	$2,857 \cdot 10^{-11}$	-
95	okamžitý únik	4 935 494	$7,034 \cdot 10^{-10}$	-
100	topping	28 669	$2,857 \cdot 10^{-9}$	-
	kontinuální únik	20 088	$2,857 \cdot 10^{-10}$	-
	okamžitý únik	11 507	$2,857 \cdot 10^{-11}$	-
112	okamžitý únik	5 136 991	$7,204 \cdot 10^{-10}$	-
136	okamžitý únik	4 934 712	$6,945 \cdot 10^{-10}$	-
176	okamžitý únik	31 826 980	$5,54 \cdot 10^{-9}$	22 822
185	okamžitý únik	12 628 689	$6,964 \cdot 10^{-11}$	-
188	okamžitý únik	4 934 712	$6,946 \cdot 10^{-10}$	-

7.7 Stanovení přijatelnosti dlouhodobých úniků

Metodou EUSES byly hodnoceny všechny procesy uvedené v kapitole 7.4.1, Tab. č. 7.

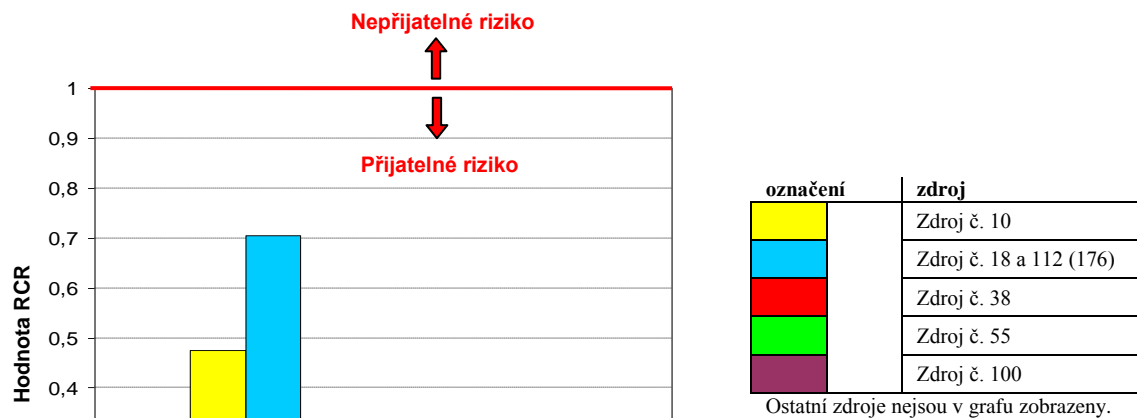
Výsledné hodnoty **Risk Characterisation Ratio (RCR)** stanovené podle níže uvedeného kritéria přijatelnosti jsou přehledně uvedeny v Tab. č. 23.

- **PEC/PNEC < 1** **přijatelné riziko**, další (podrobnější) studie nejsou potřeba
- **PEC/PNEC > 1** **podrobnější analýza**

Tab. č. 23 Souhrnná tabulka – výpočet RCR

Zdroj č.	Látka	PEC [mg/l]	RCR
9	Amoniak	$1,37 \cdot 10^{-6}$	$5,29 \cdot 10^{-3}$
10	Amoniaková voda	$4,42 \cdot 10^{-5}$	0,475
18, 112	BA NM	$2,12 \cdot 10^{-3}$	0,705
38	MDEA	0,114	0,149
55	Fenol	$2,16 \cdot 10^{-4}$	0,04
95	Kapalné palivo (VOŤ)	$1,92 \cdot 10^{-3}$	$1,92 \cdot 10^{-3}$
100	Kyselá voda	$5,98 \cdot 10^{-3}$	0,0316
136, 185	Olej plynový Slop	$6,92 \cdot 10^{-3}$	$6,92 \cdot 10^{-3}$
188	Surovina pro VGH	$4,71 \cdot 10^{-3}$	$4,71 \cdot 10^{-3}$

Zdroj č. 176 (zásobník surové ropy) je množstevně zahrnut ke zdrojům č. 18 a 112 (charakteristický zástupce – BA).

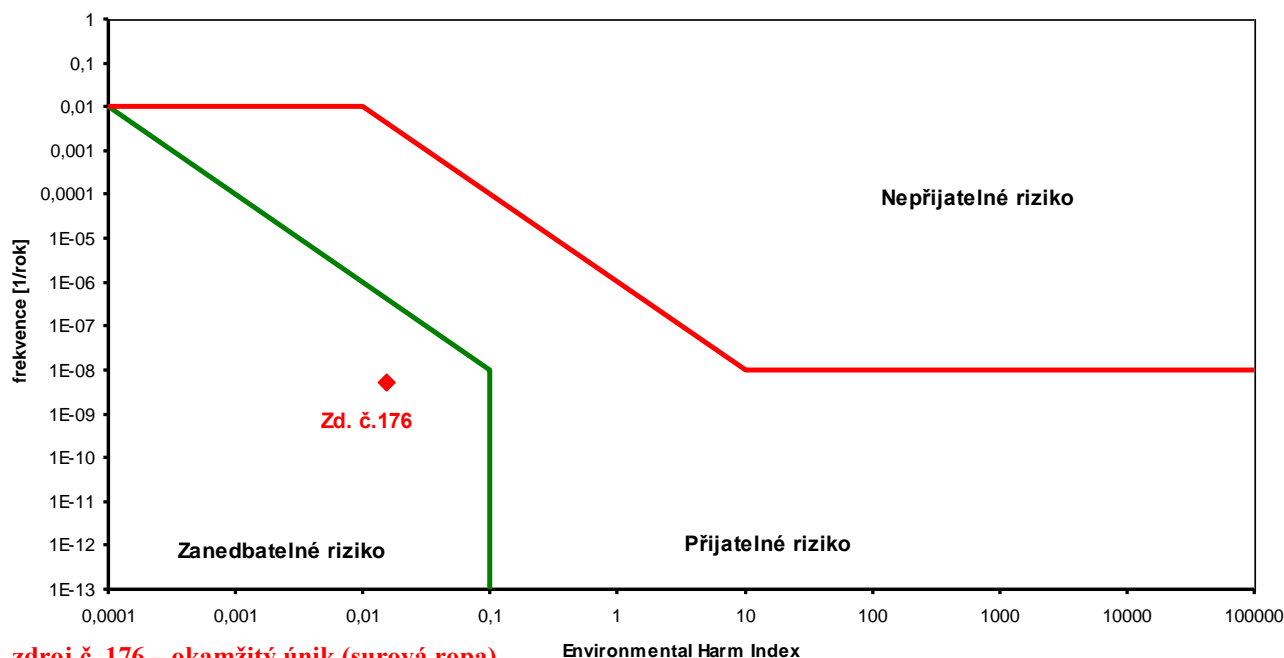


Obr. č. 21 – Grafické vyjádření přijatelnosti dlouhodobých úniků v objektu Podnik A

Výsledné hodnoty rizikových podílů RCR pro všechny vybrané zdroje rizika podrobené detailní analýze metodou EUSES jsou **výrazně nižší** (zdroje č. 9, 95, 136, 185 a 188) nebo nižší (zdroje č. 10, 18, 112, 38, 55 a 100) než **mezní hodnota 1** a tudíž z pohledu dlouhodobých zátěží se **nejedná o zdroje rizik**.

7.8 Stanovení přijatelnosti havarijních úniků

Na základě výsledných hodnot kvantitativního hodnocení havarijních úniků v objektu Podnik A (Tab. č. 22) byla stanovena přijatelnost havarijního úniku jediného zdroje (zdroj č. 176), jenž by při daném scénáři – okamžitý únik celého objemu – mohl kontaminovat Vodní tok A.



zdroj č. 176 – okamžitý únik (surová ropa)

Pozn.:

Ostatní posuzované zdroje nejsou v grafu zobrazeny z důvodu nulového objemu kontaminované vody.

Obr. č. 22 – Stanovení přijatelnosti havarijních úniků objektu Podnik A

Scénář kontaminace Vodního toku A, při okamžitém úniku celého objemu zásobníku surové ropy (zdroj č. 176), zahrnuje veškerá ochranná opatření (terénní valy, systém záchytných usazovacích jam, ponorné stěny na vyústění, atd.).

8 Aplikace postupu pro hodnocení podzemních vod

Při úniku nebezpečné chemické látky na nezpevněný terén dochází k průsaku látky do zeminy a následně může dojít ke kontaminaci podzemních vod. Mechanismus tohoto děje je poměrně složitý, protože se jedná o nehomogenní prostředí, kde dochází k řadě dějů, které vedou ke snižování koncentrace látky nebo omezení transportu. Z hlediska vlastností můžeme podloží rozdělit na nesaturovanou a saturovanou zónu. Metodiky pro rozptyl kontaminantu v prostředí řeší rozptyl v každé zóně zvlášť.

8.1 Nesaturovaná zóna

Nesaturovaná zóna (zóna nenasyčená vodou) tvoří komunikační prostředí mezi zdrojem znečištění a saturovanou zónou (zvodnělá, nasycená vrstva).

Po úniku látky na povrch postupuje **kapalný kontaminant** vertikálním směrem především vlivem gravitačních sil a zanechává za sebou kapky vázané v pórech vlivem kapilárních sil (reziduální kontaminace). Kromě kapalné fáze je při kontaminaci v mnohých případech přítomna i fáze plynná. **Organické páry** mohou migrovat daleko rychleji než vodní fáze. Výpar z reziduí nevodné kapalné fáze kontaminantu a nebo kontaminantu rozpuštěného ve vodě vytváří oblak par kontaminantu, který se může šířit díky difúzi par nebo rozdílu hustoty půdních par/plynů. Během šíření dochází ke kontaminaci půdní vlhkosti a půdní hmoty tímto oblakem par. Oblak par kontaminantu může migrovat i směrem dolů, k pásmu kapilární tržně a může dojít ke kontaminaci podzemních vod.

Kromě těchto transportních dějů dochází dále k dějům vedoucím ke změně koncentrace kontaminantu:

- k disperzním dějům,
- k sorpci kontaminantu na pevných částicích horninového prostředí¹²,
- ke změnám koncentrace kontaminantů vlivem mikrobiálních, chemických a dalších reakcí.

Ve většině případů je pro posouzení šíření kontaminace z nesaturované zóny do podzemních vod postačující hodnotit toto riziko kvalitativně, tj. posoudit především:

- **litologický charakter a mocnost kontaminované vrstvy a podloží nesaturované zóny z hlediska propustnosti, resp. rychlosti průsaku,**
- **intenzitu „promývání“ kontaminované nesaturované zóny srážkovou vodou,**
- **fyzikálně-chemické vlastnosti kontaminantu, které ovlivňují jeho mobilitu a migraci do okolních prostředí.**

Při aplikaci studie kontaminace [6] byl zvolen **konzervativní přístup – kontaminace v pórové vodě ve svrchní vrstvě zeminy = kontaminace ve zvodni**. Důvodem tohoto postupu byl nedostatek přesných údajů vztahujících se k nesaturované zóně a dále snaha postupovat (v první fázi) konzervativním přístupem.

¹² Adsorpční kapacita hornin je omezená, po vytvoření rovnovážného stavu se koncentrace kontaminantu při jeho průtoku nesaturovanou zónou nemění.

8.2 Saturovaná zóna

Saturovaná zóna¹³ (nasyčená zóna) je zónou kontinuálního průtoku podzemních vod.

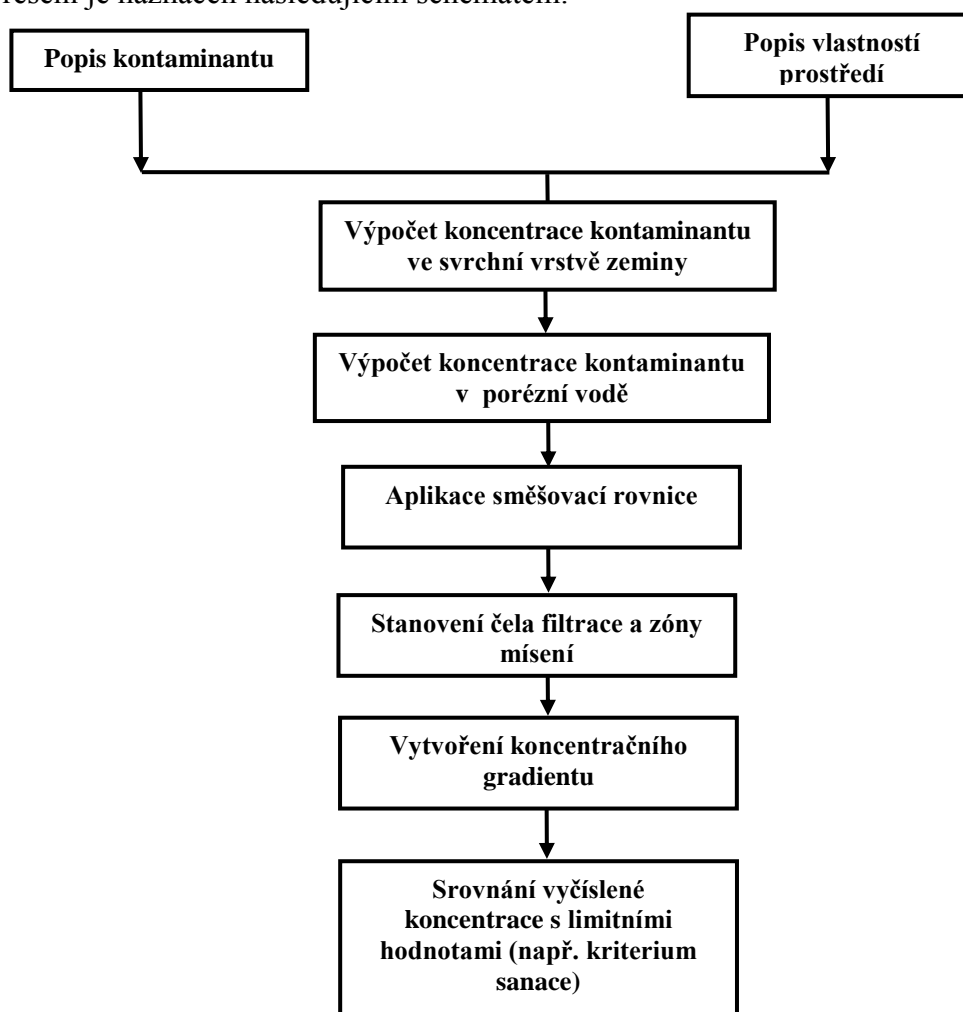
Horninové prostředí v jejichž pórech se vyskytuje pouze voda se označují jako **zvodněné systémy**. Spojité těleso vody, kterým se mohou šířit hydraulické impulsy, resp. může docházet k přenosu (transportu) hmot, se nazývá **zvodeň**.

Při transportu kontaminantu saturovanou zónou se uplatňuje především **advekce, dále difúzní a disperzní procesy**.

Rychlost šíření kontaminace v saturované zóně je v první řadě pod vlivem rychlosti proudění podzemních vod a dále pak pod vlivem fyzikálně - chemických procesů, mezi něž se řadí hydrodynamická disperze, molekulová difúze, sorpce a degradace, podobně jako v nesaturované zóně. Tyto procesy zpomalují rychlost proudění podzemních vod a snižují koncentraci kontaminantu v prostředí.

V případě, kdy je analytické řešení prognózy šíření znečištění v podzemních vodách příliš složité, je možné použít přibližné metody založené na předpokladu rovnoměrného šíření kontaminace ve směru proudění podzemních vod, zvodnělá vrstva je homogenní a podzemní voda se pohybuje konstantní rychlostí.

Postup řešení je naznačen následujícím schématem:



Obr. č. 23 – Algoritmus stanovení přijatelnosti environmentálních rizik

¹³ Nachází se v určité hloubce pod povrchem terénu (hloubka podzemní vody), je uložena nad nepropustným podložím.

8.3 Výpočet rychlosti průniku kapaliny nesaturovanou zónou

Program EUSES počítá změny koncentrace ve svrchních 20 cm zeminy. Koncentraci v zemině vypočítá jako součet atmosférické depozice a aplikace kalů na zemědělskou nebo ostatní půdu (předpokládá se aplikace 1 x ročně). Aplikace kalů v tomto případě simuluje drobné nežádoucí úniky, ke kterým v průběhu provozu dochází.

Výstupem programu EUSES je PEC local pro zeminu – svrchní vrstva 20 cm. V této vrstvě se počítá se snížením koncentrace vlivem biodegradace, odparu a průniku do spodních vrstev zeminy. Výsledná koncentrace PEC local je v podstatě množství kontaminantu sorbovaného ve svrchní vrstvě zeminy. Tuto koncentraci je možné brát jako koncentraci vstupní pro výpočet koncentračních změn a transportu kontaminace ve spodních vrstvách.

Vypočtená koncentrace je uvažovaná konstantní pro celý areál podniku. Areál podniku je uvažován jako bodový zdroj, a to ve smyslu metodiky programu EUSES [15].

8.3.1 Stanovení předpokládané koncentrace PEC local pro zeminu

$$C_{local-soil} = \frac{D_{air}}{k} \cdot \frac{1}{k \cdot T} \cdot \left[C_{soil}(0) - \frac{D_{air}}{k} \right] \cdot \left[1 - e^{-k \cdot T} \right] \quad (17)$$

kde: k – koeficient odbourávání z horní vrstvy zeminy [d^{-1}],
 T – doba působení posuzované látky [d],
 D_{air} – denní depozice půdy z ovzduší [$mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$],
 $C_{soil}(0)$ – počáteční koncentrace [$mg \cdot kg^{-1}$].

$$PEC_{local-soil} = C_{local-soil} + PEC_{regional-soil} \quad (18)$$

kde: $PEC_{regional-soil}$ – koncentrace (regionální) v půdě [$mg \cdot kg^{-1}$]
 (pro lokální zdroj rizika nestanoveno)

Důležité faktory ovlivňující osud látek v ŽP1. koeficient odbourávání látky z vrstvy zeminy k [d^{-1}]

$$k = k_{volat} + k_{leach} + k_{bio_{soil}}, \quad (19)$$

kde: k_{volat} – koeficient odpaření (těkání) ze zeminy [d^{-1}]

koeficient je funkcí:

- rozdělovacího koeficientu půda-voda $k_{soil-water}$,
- rovnovážné distribuční konstanty vzduch-voda $k_{air-water}$,
- koeficientů dílčích přenosů hmoty mezi vzduchem, půdou a vodou $ka_{soil-air}$, $ka_{soil-water}$,
- hloubky pod povrchem $DEPTH_{soil}$.

 k_{leach} – koeficient vyluhování z horní vrstvy zeminy [d^{-1}]

koeficient je funkcí:

- rozdělovacího koeficientu půda-voda $k_{soil-water}$,
- frakce srážkové vody prosakující do zeminy $Finf_{soil}$,
- množství srážek $RAINrate$,
- hloubky pod povrchem $DEPTH_{soil}$.

 $k_{bio_{soil}}$ – koeficient biodegradace [d^{-1}]

koeficient je funkcí schopnosti biodegradace a rozdělovacích koeficientů.

2. denní depozice půdy z ovzduší D_{air} [$mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$]

$$D_{air} = \frac{DEP_{total_{ann}}}{DEPTH_{soil} \cdot RHO_{soil}}, \quad (20)$$

koeficient je funkcí:

- lokálních emisí do jednotlivých složek ŽP,
- typu výroby a životního cyklu látek,
- vlastnostech zeminy, atd.

3. rozdělovací koeficient půda-voda $K_{soil-water}$ [$m^3 \cdot m^{-3}$]

$$K_{soil-water} = Fair_{soil} \cdot K_{air-water} + Fwater_{soil} + Fsolid_{soil} \frac{Kp_{soil}}{1000} \cdot RHO_{solid}, \quad (21)$$

koeficient je funkcí:

- frakce vody v zemině $Fwater_{soil}$,
- frakce pevné fáze v zemině $Fsolid_{soil}$,
- rozdělovacích koeficientů půda-voda $k_{soil-water}$, vzduch-voda $k_{air-water}$, suspenze-voda $k_{susp-water}$ a sediment-voda $k_{sed-water}$,
- Henryho konstanty, tenze par,
- vlastnostech zeminy, atd.

8.3.1.1 PEC local pro kreosotový olej

1)

$$C_{local-soil} = \frac{D_{air}}{k} \cdot \frac{1}{k \cdot T} \cdot \left[C_{soil}(0) - \frac{D_{air}}{k} \right] \cdot \left[1 - e^{-k \cdot T} \right]$$

$$C_{local-soil} = \frac{1,0765 \cdot 10^{-4}}{0,414} \cdot \frac{1}{0,414 \cdot 10950} \cdot \left[95,883 - \frac{1,0765 \cdot 10^{-4}}{0,414} \right] \cdot \left[1 - e^{-0,414 \cdot 10950} \right] \quad (22)$$

$$C_{local\ soil} (30) = 2,1411 \cdot 10^{-2} \text{ [mg.kg}^{-1}\text{]}$$

2) $PEC_{local\ soil} (30) = 2,1411 \cdot 10^{-2} + 0$

$$PEC_{local\ soil} (30) = 2,1411 \cdot 10^{-2} \text{ [mg.kg}^{-1}\text{]}$$

8.3.1.2 PEC local pro VOL'

1)

$$C_{local-soil} = \frac{D_{air}}{k} \cdot \frac{1}{k \cdot T} \cdot \left[C_{soil}(0) - \frac{D_{air}}{k} \right] \cdot \left[1 - e^{-k \cdot T} \right]$$

$$C_{local-soil} = \frac{1,9971 \cdot 10^{-4}}{0,0369} \cdot \frac{1}{0,0369 \cdot 2190} \cdot \left[1,5588 \cdot 10^4 - \frac{1,9971 \cdot 10^{-4}}{0,0369} \right] \cdot \left[1 - e^{-0,0369 \cdot 2190} \right] \quad (23)$$

$$C_{local\ soil} (6) = 1,929 \cdot 10^2 \text{ [mg.kg}^{-1}\text{]}$$

2) $PEC_{local\ soil} (6) = 1,929 \cdot 10^2 + 0$

$$PEC_{local\ soil} (6) = 1,929 \cdot 10^2 \text{ [mg.kg}^{-1}\text{]}$$

8.3.1.3 PEC local pro pentachlórfenol

1)

$$C_{local-soil} = \frac{D_{air}}{k} \cdot \frac{1}{k \cdot T} \cdot \left[C_{soil}(0) - \frac{D_{air}}{k} \right] \cdot \left[1 - e^{-k \cdot T} \right]$$

$$C_{local-soil} = \frac{8,2059 \cdot 10^{-9}}{1,09 \cdot 10^{-5}} \cdot \frac{1}{1,09 \cdot 10^{-5} \cdot 2190} \cdot \left[2,0118 \cdot 10^4 - \frac{8,2059 \cdot 10^{-9}}{1,09 \cdot 10^{-5}} \right] \cdot \left[1 - e^{-1,09 \cdot 10^{-5} \cdot 2190} \right] \quad (24)$$

$$C_{local\ soil} (6) = 1,9879 \cdot 10^4 \text{ [mg.kg}^{-1}\text{]}$$

2) $PEC_{local\ soil} (6) = 1,9879 \cdot 10^4 + 0$

$$PEC_{local\ soil} (6) = 1,9879 \cdot 10^4 \text{ [mg.kg}^{-1}\text{]}$$

8.3.2 Stanovení předpokládané koncentrace PEC local v pórové vodě

Zemina nesaturované zóny je porézní prostředí částečně zaplněné vodou. Kontaminant se může částečně v této vodě rozpouštět a migrovat ve vodné fázi porézním prostředím. Výstupem programu EUSES je i koncentrace kontaminantu v porézní vodě.

$$PEC_{local-porewater} = \frac{PEC_{local-soil} \cdot RHO_{soil}}{K_{soil-water} \cdot 1000}, \quad (25)$$

kde: RHO_{soil} – hustota vlhké půdy [$kg \cdot m^{-3}$],
 $K_{soil-water}$ – rozdělovací koeficient půda-voda [$m^3 \cdot m^{-3}$].

8.3.2.1 PEC local (pórová voda) pro kreosotový olej

$$PEC_{local-porewater} = \frac{PEC_{local-soil} \cdot RHO_{soil}}{K_{soil-water} \cdot 1000}, \quad (26)$$

$$PEC_{local-porewater} = \frac{2,1411 \cdot 10^{-2} \cdot 1700}{0,452 \cdot 1000}$$

$$PEC_{local-porewater} (30) = 8,0527 \cdot 10^{-7} [mg \cdot l^{-1}]$$

8.3.2.2 PEC local (pórová voda) pro VOL'

$$PEC_{local-porewater} = \frac{PEC_{local-soil} \cdot RHO_{soil}}{K_{soil-water} \cdot 1000}, \quad (27)$$

$$PEC_{local-porewater} = \frac{1,929 \cdot 10^2 \cdot 1700}{54,8 \cdot 1000}$$

$$PEC_{local-porewater} (6) = 5,9842 [mg \cdot l^{-1}]$$

8.3.2.3 PEC local (pórová voda) pro pentachlórfenol

$$PEC_{local-porewater} = \frac{PEC_{local-soil} \cdot RHO_{soil}}{K_{soil-water} \cdot 1000}, \quad (28)$$

$$PEC_{local-porewater} = \frac{1,9879 \cdot 10^4 \cdot 1700}{531 \cdot 1000}$$

$$PEC_{local-porewater} (6) = 63,644 [mg \cdot l^{-1}]$$

Koncentrace kontaminantu byla považována konstantní pro celý profil nesaturované zóny.

Při praktické aplikaci [6] uvedeného postupu byl k popisu koncentrace kontaminantu v podzemních vodách byl zvolen konzervativní přístup. Koncentrace kontaminantu v porézní vodě ve svrchních částech zeminy byla uvažována jako koncentrace kontaminantu v podzemní vodě. Nebyl uvažován vliv sorpce a biodegradace, takže skutečná koncentrace může být nižší. Jedná se tedy o nejhorší možný případ. Tento přístup není v rozporu s používanou praxí.

9 Dosažené cíle, analýza výsledků disertační práce

Hlavním cílem disertační práce bylo sestavit vhodný způsob hodnocení dlouhodobých a havarijních úniků látek z vybraných zdrojů rizika pro povrchové vody. Tento postup byl zpracován a prakticky ověřen. Byl vypracován vlastní odlišný postup, než doporučují státní orgány (viz. závěr).

Pro formální úplnost této práce je vhodné uvést seznam dílčích cílů s výsledky plnění tak jak byl uveden v úvodu této práce a jak bylo naznačeno v pojednání ke statní doktorské zkoušce autora.

- vypracovat postup hodnocení ERA, korespondující s hodnocením společenského rizika,
 - Byl navržen postup hodnocení ERA, který byl podroben praktickému testování a odborné kritice ze strany průmyslu. Zástupci průmyslu byl navrhovaný postup přijat s velkým uspokojením, především pro technický (inženýrský) přístup hodnocení.
- aplikace navrhovaného postupu v průmyslu (ověření funkčnosti postupu a získání ohlasu ze strany průmyslu),
 - Viz. předchozí bod. Aplikace provedena v objektu **SLOVNAFT Bratislava, a.s.**, dílčí aplikace provedena v objektu **DRASLOVKA Kolín, a.s.** (v době finalizace disertační práce nebyla celá analýza dokončena), dále byla provedena aplikace v objektu **BorsodCHEM MCHZ, s.r.o.** a dílčí část v objektu **DEZA, a.s.**, dále byly navrženým postupem hodnoceny objekty terminálů SLOVNAFT Bratislava, a.s. (Horný Hričov, Hronský Benadik, Kapušany, Kľačany a Stožok).
- navrhnout postup hodnocení dopadu analyzované průmyslové činnosti na podzemní vody.
 - Byl navrhnout postup hodnocení dopadu průmyslové činnosti pro podzemní vody, předmětem disertační práce bylo stanovení vstupní koncentrace do půdního prostředí, resp. **stanovení koncentrace nebezpečné látky v pórové vodě**. Tato koncentrace pak slouží jako vstupní hodnota pro analýzu kontaminace podzemních vod a šíření kontaminantu podzemními vodami. Autor se spolupracovníky ověřil v praxi [6].

10 Závěr

Cílem disertační práce bylo vypracování postupu hodnocení dlouhodobých a havarijních úniků nebezpečných chemických látek do životního prostředí, resp. do povrchové vody a praktická aplikace tohoto postupu na konkrétním průmyslovém podniku. Vzhledem k nutnosti několika praktických aplikací se jednalo o časově velmi náročný úkol. Pro vypracování postupu hodnocení byly použity metody a metodiky uznávané a používané v zemích EU.

Původní snaha o začlenění metodik H&V index a ENVITech03, doporučených metodickým postupem MŽP [10], ztroskotala po důkladném prostudování těchto metodik. Obě dvě metodiky působí velmi obecným dojmem. Autoři se odvolávají na hodnocení takových zdrojů, které už byly vybrány předchozími analýzami (viz. kapitola hodnocení těchto metodik), ovšem chybí jakákoliv provázanost mezi vstupy do těchto metodik a vstupy do QRA (hodnocení společenského rizika). V kapitole 7.4.3 je jasně dokázáno, že nelze ztotožňovat selekci zdrojů společenských rizik a selekci zdrojů environmentálních rizik. Nelze tedy pracovat se souborem vybraných zdrojů společenských rizik jako s jasnými environmentálními zdroji rizika. Z tohoto důvodu obsahuje navrhovaný postup hodnocení environmentálních rizik vlastní selekci. Dalším nedostatkem metodik H&V index a ENVITech03 je absence inženýrského přístupu. Nejsou stanoveny havarijní scénáře, není jasné kudy se dostane kontaminant do recipientu, chybí možno zvážení ochranných bariér.

Z těchto důvodů byl postup hodnocení postaven na inženýrských úvahách. Zpracovatel takového postupu musí využívat technických znalostí procesů, vlastností materiálů a látek, atd. Ideální situace nastává, je-li na vybrané jednotky (zdroje rizika) aplikována systematická studie (HAZOP).

Navrhovaný a v praxi odzkoušený postup v sobě zahrnuje několik metod a metodik používaných v zemích EU.

Pro selekci zdrojů environmentálních rizik byla zvolena metoda Environmental Accident Index [18]. Její výhody plynou ze vstupního provázání se selekcí společenského rizika. Tuto metodu lze také použít při plánování ochranných opatření. Např. při výstavbě uzávěru výpustní kanalizace z objektu Podnik B s monitoringem jakosti vypouštěné odpadní vody se počet vybraných zdrojů rizika sníží o 35 %. Omezením této selekce je její použití pro výběr zdrojů rizik pouze pro povrchové vody (nehodnotí výbuchy a úniky plynu do vzduchu, dopady na podzemní vody).

Pro hodnocení vybraných zdrojů byly navrženy metody Proteus [19] a EUSES [15]. Jak již bylo popsáno výše, slouží metoda Proteus ke stanovení dopadů havarijních úniků na povrchové vody. Bylo by vhodné doplnit tuto metodu o systematickou studii HAZOP se stanovením scénářů úniku a rozptylovým modelem pro povrchové vody (např. CorMix). Z velké škály záběru metody EUSES byla pro postup hodnocení použita část pro hodnocení dlouhodobých dopadů na povrchové vody. Tato studie se dá rozšířit i o hodnocení dopadů na zaměstnance objektu a na půdní prostředí v okolí objektu. Právě z tohoto přístupu vychází i základ modelování postupu kontaminantu nenasurovanou a saturevanou zónou – stanovení koncentrace kontaminantu v pórové vodě.

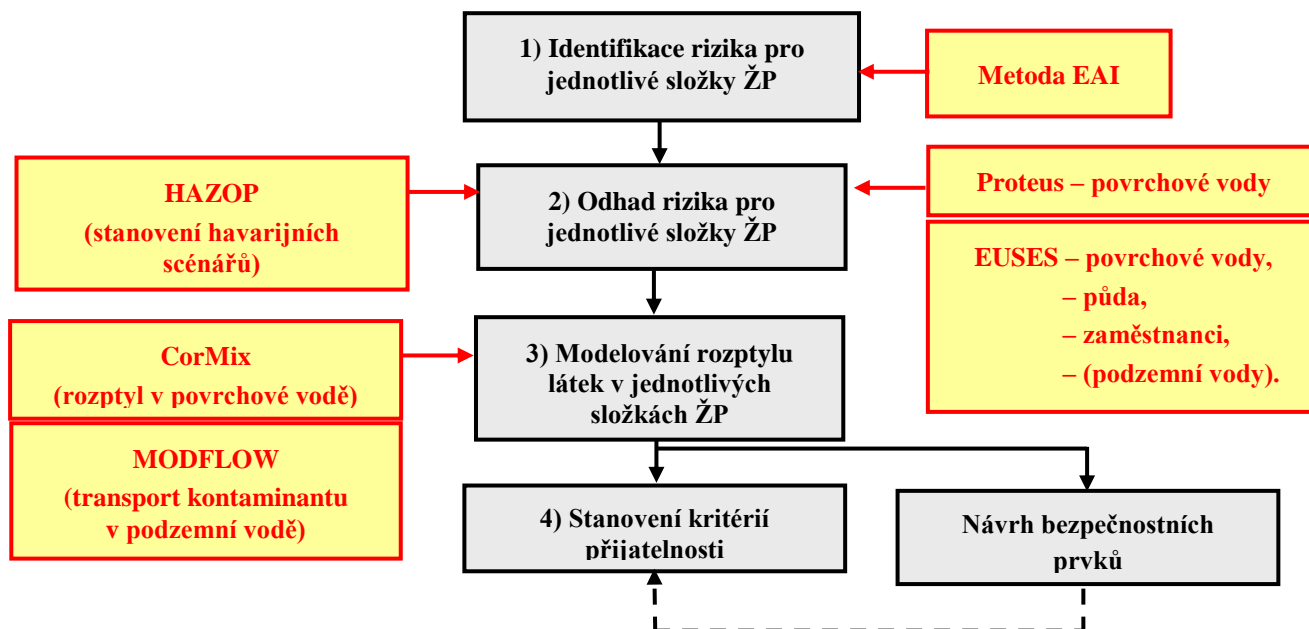
Navržený postup hodnocení byl dlouhodobě testován v průmyslových podnicích ČR a SK a veškeré ohlasy ze strany průmyslu byly zapracovány. Z tohoto důvodu následuje po hodnocení vlivu nebezpečných látek na životní prostředí a stanovení přijatelnosti havarijních a dlouhodobých úniků neméně důležitý krok a to – návrh bezpečnostních opatření.

Navržená bezpečnostních opatření mají za úkol zlepšit prevenci před vznikem závažné havárie, a tím i přispějí k zlepšení image podniku vůči veřejnosti. Zároveň se tím snižuje riziko postihů za případné havarijní úniky do povrchových vod.

Význam pro realizaci v praxi a další rozvoj vědního oboru

Komplexní postup hodnocení environmentálních rizik uvedený v této práci se v současné době chystá začlenit do podkladů ke zpracování bezpečnostní dokumentace Odborné pracoviště pro prevenci závažných rizik havárií (OPPZH) Výzkumného ústavu bezpečnosti práce.

Navržený postup je pouze základním schématem možného přístupu k problematice. Podrobně zde není popsáno jak postupovat v případě kontaminace podzemních vod, tato problematika je již nad rámec předložené práce a je řešena v rámci dalšího výzkumu. Výhledově bude tedy navržený postup rozšířen i o tuto složku životního prostředí (případně o další prvky, jako např. o již zmiňované hodnocení dopadů na zaměstnance, nebo rozptyl kontaminantu v povrchových vodách). Na následujícím schématu jsou uvedeny další směry rozšíření hodnocení vlivu látek na ŽP.



Obr. č. 24 - Schéma komplexního hodnocení environmentálních rizik

V současné době jsou testovány metody pro řešení rozptylu kontaminantů v podzemních vodách. Testují se softwarové nástroje - 3-rozměrné numerické modely umožňující simultánně modelovat proudění podzemní vody v saturovaném a nesaturovaném prostředí včetně testování nastavení modelu proudění - transport kontaminantů.

Kromě toho se vyvíjí metodika predikce šíření kontaminace v 1D za předpokladu rovnoměrného šíření kontaminace ve směru proudění podzemních vod, zvodnělá vrstva je homogenní a podzemní voda se pohybuje konstantní rychlostí. V tomto případě se jedná o zjednodušení reálné situace, avšak metodika by byla schopna poskytnout rychlé předběžné výsledky, jakousi „selekcí“ v hydrogeologickém prostředí.

Cílem těchto snah je objektivně vyhodnotit riziko na jednotlivé složky životního prostředí, avšak zaměřit se přitom na významné rizika, které jsou v první fázi hodnocení vybrány vhodnou selektivní metodou.

Hodnocení environmentálních rizik prezentováno v této práci je cíleně směřováno ke konkrétním výstupům a ke konkrétním inženýrským závěrům (grafické výstupy, přehledné výpočty, mapy rozptylu, atd.).

11 Literatura

- [1] Committee for the Prevention of Disasters : Guidelines for Quantitative Risk Assessment (Purple Book CPR 18E), Hague, 1999
- [2] LEES, F.P. Loss Prevention in the Process Industries Hazard Identification, Assessment and Control. First published. London: Butterworths & Co (Publishers) Ltd, 1980. 1316 p. ISBN 0-408-10604-2
- [3] LEES, F.P. Loss Prevention in the Process Industries. Butterworths Heinemann, Second Edition, London, 1996
- [4] Zákon č. 59/2006 ze dne 2. února 2006 o prevenci závažných havárií způsobených vybranými nebezpečnými chemickými látkami a chemickými přípravky a o změně zákona č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a zákona č. 320/2002 Sb. o změně a zrušení některých zákonů v souvislosti s ukončením činnosti okresních úřadů, ve znění pozdějších předpisů, (zákon o prevenci závažných havárií).
- [5] Selekce zdrojů rizika závažné havárie metodou výběru podle CPR 18E v objektu SLOVNAFT Bratislava, a.s.
- [6] Hodnocení dlouhodobých úniků metodami EUSES a DAG v objektu Bučina Zvolen, a.s., červen 2006.
- [7] Metodický pokyn oboru ekologických rizik a monitoringu ministerstva životního prostředí ČR k hodnocení rizik. Praha: Ministerstvo životního prostředí České republiky, 1994 (č.j.: 1138/OER/94)
- [8] Zákon č. 17/1992 Sb. ze dne 5. prosince 1991 o životním prostředí.
- [9] Zákon č. 356/2003 Sb. ze dne 23. září 2003 o chemických látkách a chemických přípravcích a o změně některých zákonů.
- [10] Ing. Karel Bláha, CSc., ředitel odboru environmentálních rizik, Hodnocení ekologických rizik chemických látek.
www.env.cz/www/zamest.nsf/defc72941c223d62c12564b30064fdcc/9a5e2152d76b0584c1256ac3002b1f31?OpenDocument
- [11] FICBAUER, V.: Písemné pojednání ke státní doktorské, Hodnocení environmentálního rizika, Brno, 2002.
- [12] Metodika pro analýzu dopadů havárií s účastí nebezpečné látky na životní prostředí „H&V index“, VŠB-TUO.
- [13] Metodika analýzy zranitelnosti životního prostředí ENVITech03, ISATech, s.r.o.
- [14] Vyhláška č. 222/2004 Sb. ze dne 14. dubna 2004, kterou se u chemických látek a chemických přípravků stanoví základní metody pro zkoušení fyzikálně-chemických vlastností, výbušných vlastností a vlastností nebezpečných pro životní prostředí.
- [15] Technical Guidance Document in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC)No. 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substance (TGD).
- [16] Selekce zdrojů rizika závažné havárie metodou výběru podle CPR 18E v objektu DRASLOVKA Kolín, a.s.
- [17] Guidelines for quantitative risk assessment, "Purple book", Sdu Uitgerers, Den Haag, ISBN 90 12 08796 1, 1999.

- [18] Å. Scott, M. Tysklind, I. Fångmark, Environment-Accident Index, A planning tool to protect the environment in case of a chemical accident, ISBN 91-7305-577-8, Sweden, Umea 2004.
- [19] STAM, G.J., BOTTELBERGHS, P.H., POST, J.G., BOS, H.G.: Proteus, a technical and management model for aquatic risk assessment of industrial spills, Journal of Hazardous Materials, 71 (2000) 439-448.
- [20] BABINEC, F.: Aplikovaná fyzikální chemie, ISBN 80-214-0367-5, Vysoké učení technické v Brně, Brno, 1991.
- [21] DOSKOČILOVÁ, D.: Identifikace a hodnocení rizika procesu transportu a skladování oleje pro výrobu sazí, disertační práce, Brno 2002.
- [22] Hodnotenie environmentálnych rizík chemických látok (Technical Guidance Document in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No. 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances (TGD) – Martin Murín, Ekotoxikologické centrum Bratislava s.r.o, 1999.
- [23] HOLOUBEK, I.: Chemie životního prostředí II, TOCOEN s.r.o., Brno,
- [24] HOLOUBEK, I. a spol.: Identifikace rizik pro životní prostředí I. Závěrečná zpráva projektu VaV 340/1/96., TOCOEN s.r.o., Brno, 1996.
- [25] EEC Methods for the determination of toxicity, Annex to Directive 92/69/EEC (Official Journal No. L383A, 29.12.92), Part B, Method B.1. Acute toxicity (oral).
- [26] OECD Guideline for Testing of Chemicals No. 401 „Acute Oral Toxicity“.
- [27] EEC Methods for the determination of toxicity, Annex to Directive 92/69/EEC (Official Journal No. L383A, 29.12.92), Part B, Method B.3. Acute toxicity (dermal).
- [28] OECD Guideline for Testing of Chemicals No. 402 „Acute Dermal Toxicity“.
- [29] BEDIENT, P.B., RIFAI, HANADI, S., NEWELL, CH.J.: Ground Water Contamination, Transport and Remediation, Prentice Hall PTR, New Persey, USA, 2005.
- [30] MERCER, J.W., COHEN, R.M.: A review of immiscible fluids in the subsurface: Properties, models, characterization, and remediation, J. Contam. Hydrol., ISBN 6:107-163, 1990.
- [31] PITTER, P., a kol.: Hydrochemické tabulky, SNTL Praha, ISBN 04-628-87, 1987.
- [32] Hodnotenie environmentálnych rizík chemických látok (Technical Guidance Document in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No. 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances (TGD) – Martin Murín, Ekotoxikologické centrum Bratislava s.r.o, 1999.
- [33] White Paper, Strategy for a future Chemical Policy, Commission of the European Communities, Brussels, 2001.
- [34] MEDEK, J.: Hydraulické pochody, ISBN 80-214-0563-5, Vysoké učení technické v Brně, Brno, 1994.
- [35] <http://ecb.jrc.it/ESIS/>
- [36] <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- [37] <http://hydro.chmi.cz/>
- [38] PILAŘ, A., NÝVLT, J., MACHAČ, I.: Chemické inženýrství III., Difúzní operace, Nakladatelství ALFA, Praha, 1972.

- [39] FAIRMAN, R., MEAD, C.D., WILLIAMS, W.P.: Environmental Risk Assessment - Approaches, Experiences and Information Sources, Monitoring and Assessment Research Centre, King's College, London, European Environment Agency, 1999/10/28.

12 Autorovy publikace

- [A1] FICBAUER,V., DOSKOČILOVÁ,D., BABINEC,F.: Metodiky hodnocení vlivu chemických látek na životní prostředí. In.: Sborník mezinárodní konference TD2002 - DIAGON 2002, Technická diagnostika strojů a strojních zařízení. Zlín, 2002, str.37-40, ISBN 80-7318-076-6.
- [A2] FICBAUER,V., DOSKOČILOVÁ,D., IVÁNEK,L., BABINEC,F.: Proteus, a Model for Aquatic Risk Assessment. In.: Proceedings of the 29th International Conference of Slovak Society of Chemical Engineering, Tatranské Matliare, Slovakia, 2002, p.212, ISBN 80-227-1690-1.
- [A3] FICBAUER,V., DOSKOČILOVÁ,D., BABINEC,F., IVÁNEK,L.: The methodology for Environmental Risk Assessment of industrial accidents with effect on environment. In.: Proceedings of the XV. International Conference of Czech Society of Chemical and Process Engineering - CHISA 2002, Prag , 2002, ISBN 80-86059-33-2.
- [A4] FICBAUER,V., IVÁNEK,L., BABINEC,F.: Hodnocení dopadu havárie chemických látek na životní prostředí. In.: Sborník přednášek 11. konference - chemické technologie, petrochemie, polymery, ropa, plyn, paliva - APROCHEM 2002, Milovy, 2002, ISBN 80-02-01501-0.
- [A5] FICBAUER,V., ŠAMANKOVÁ,P., IVÁNEK,L., BABINEC,F.: Hodnocení environmentálních rizik průmyslové výroby. In.: Sborník přednášek 26. mezinárodní konference TD 2003 – DIAGON 2003. Zlín, 2003, str. 152 – 156, ISBN 80 – 7318 – 129 – 0.
- [A6] FICBAUER,V., IVÁNEK,L., ŠAMANKOVÁ,P., BABINEC,F.: Hodnocení environmentálních rizik průmyslové výroby. In.: Sborník konference – Bezpečnost v chemickém průmyslu. Ústí nad Labem, 2003, str. 5 – 8.
- [A7] ŠAMÁNKOVÁ,P., FICBAUER,V., IVÁNEK,L., BABINEC,F.: Kvantitativní hodnocení environmentálních rizik. In.: Sborník III. symposia – 50. konference chemického a procesního inženýrství – Údržba a realizace procesních zařízení v chemickém průmyslu – CHISA 2003, Srní, Šumava 2003, str. 22, ISBN 80 – 86059 – 36 – 7.
- [A8] FICBAUER, V., IVÁNEK, L., ŠAMÁNKOVÁ, P., BABINEC, F.: Environmental Risk Identification and Assessment. In.: Proceedings of the 11th International Symposium Loss Prevention and Safety Promotion in the Process Industries, Prag, Czech Republic, 2004, pp. 4437-4445, ISBN 80-02-01574-6.
- [A9] FICBAUER, V., RYCHLIKOVÁ, D., POLAKOVIČOVÁ, D.: Selection of Environmental Risk Sources in Petroleum Industry. 42nd International Petroleum Conference. Bratislava, 2005, ISBN 80 – 969371 – 2 – X.
- [A10] FICBAUER, V.: Racionální posuzování průmyslových environmentálních rizik. In.: Sborník 2 - IV. symposium - 52. konference chemického a procesního inženýrství – Údržba, zvyšování bezpečnosti a předcházení ztrátám v chemickém průmyslu - CHISA 2005. Srní, Šumava 2005, str. 24, ISBN 80 – 86059 – 43 – X.
- [A11] BABINEC, F., IVÁNEK, L., FICBAUER, V.: Accidents, Cause of Accidents and Learning from SEVESO II Implementation. In.: Official Journal of the European Federation of Chemical Engineering: Part B: Process Safety and Environmental Protection. September, 2005, p. 437 – 442, ISSN 0957 – 5820.