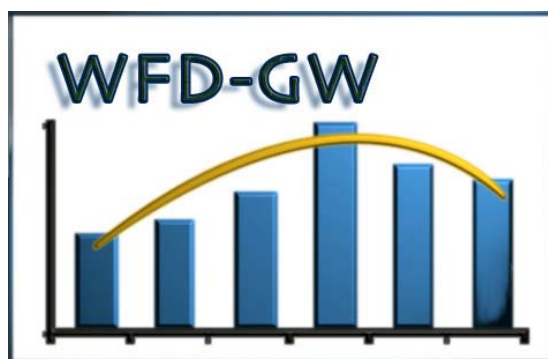


# Závěrečná zpráva

„Rámcová směrnice EU o vodní politice:  
Statistické aspekty identifikace trendů znečištění  
podzemních vod a seskupování výsledků monitorování“



[www.wfdgw.net](http://www.wfdgw.net)

prosinec 2001

## Financovali

Rakouské federální ministerstvo zemědělství a lesnictví, životního prostředí a vodohospodářství  
(Ref. č.: 41.046/01-IV1/00 a GZ 16 2500/2-I/6/00)

Evropská komise (grantová smlouva ref. č.: Subv 99/130794)

Materiální pomoc od partnerů projektu

## Projektový tým Federální agentury pro životní prostředí - Rakousko)

### Vedoucí projektu / koordinační skupina

J. Grath, A. Scheidleder, K. Weber, F. Ott, Ch. Gmeiner

### Autoři

J. Grath, A. Scheidleder, S. Uhlig, K. Weber, M. Kralik, T. Keimel, D. Gruber

### GIS/Web-GIS

D. Gruber, P. Aubrecht, K. Placer, M. Hadrbolec, G. Vincze

### Podpora IT/Web

W. Nagy, H. Kaisersberger, E. Knappitsch

### Hydrogeologie

M. Kralik, T. Keimel

## Subdodavatel/Statistika - společnost quo data ltd. - Německo

S. Uhlig, N. Schick

## Partneři projektu/kontaktní osoby

Johan Lermytte	AMINAL - Správa životního prostředí, přírody, území a vody, vodohospodářská divize - Belgie
Jens Stockmarr	GEUS - Geologický průzkum Dánska a Grónska - Dánsko
Laurent Pavard	A.E.A.P. - Agence de l'eau Artois-Picardie - Francie
Georg Berthold	Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten - Německo
Georgia Gioni, Costas Papadopoulos	IGME - Ústav geologie a těžby nerostných surovin - Řecko
Paul Coleman	EPA - Agentura pro ochranu životního prostředí - Irsko
Leo Boumans	RIVM - Státní ústav veřejného zdraví a ochrany životního prostředí - Nizozemsko
Ana Rita Lopes, Rui Rodrigues	INAG - Instituto da Água - Portugalsko
Manuel Varela	Ministerio de Medio Ambiente - Španělsko
Rob Ward	Agentura životního prostředí Anglie a Walesu- Velká Británie

## Prohlášení

Příklady a výsledky předkládané v této zprávě byly vypracovány na základě testovacích sad údajů poskytnutých partnery projektu k vytvoření návrhů algoritmů založených na skutečných údajích.

Uvedené příklady a výsledky slouží pouze jako ukázka a nenahrazují hodnocení členských států

Materiál v této zprávě odráží diskusi a závěry pracovní skupiny a nevyjadřuje vždy stanovisko EU a členských států.

## Autorská práva

Reprodukce se povoluje, pokud je uveden zdroj

Bibliografický údaj:

J. Grath, A. Scheidleder, S. Uhlig, K. Weber, M. Kralik, T. Keimel, D. Gruber (2001): "The EU Water Framework Directive: Statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends, and aggregation of monitoring results". Final Report. Austrian Federal Ministry of Agriculture and Forestry, Environment and Water Management (Ref.: 41.046/01-IV1/00 and GZ 16 2500/2-I/6/00), European Commission (Grant Agreement Ref.: Subv 99/130794), in kind contributions by project partners. Vienna.



# Obsah

<b>1</b>	<b>SHRNUTÍ</b>	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>ÚVOD</b>	<b>11</b>
2.1	ZÁKLADNÍ INFORMACE	11
2.2	PROJEKTOVÝ TÝM	11
2.3	CÍLE	13
<b>3</b>	<b>PŘÍSLUŠNÁ USTANOVENÍ RÁMCOVÉ SMĚRNICE O VODNÍ POLITICE (2000/60/ES)</b>	<b>14</b>
3.1	ČLÁNEK 4 - ENVIRONMENTÁLNÍ CÍLE (VÝŇATEK TÝKAJÍCÍ SE PODZEMNÍCH VOD)	14
3.2	ČLÁNEK 17 - STRATEGIE K ZABRÁNĚNÍ A OMEZENÍ ZNEČIŠŤOVÁNÍ PODZEMNÍCH VOD	15
3.3	CHARAKTERIZACE ÚTVARŮ PODZEMNÍCH VOD (PŘÍLOHA II)	15
3.4	HODNOCENÍ KVALITATIVNÍHO STAVU (PŘÍLOHA V)	16
3.5	HODNOCENÍ TRENDŮ/ZVRÁCENÍ TRENDŮ (PŘÍLOHA V)	16
3.6	ČASOVÝ ROZVRH PRO IMPLEMENTACI RÁMCOVÉ SMĚRNICE	17
<b>4</b>	<b>ÚTVARY PODZEMNÍ VODY ZKOUMANÉ V TÉTO STUDII</b>	<b>18</b>
4.1	SBĚR/VÝMĚNA ÚDAJŮ	18
4.2	POPIS ÚTVARU PODZEMNÍ VODY	19
4.2.1	Geografické pokrytí	19
4.2.2	Slovní popis	20
4.2.3	Obecná charakterizace	20
4.2.4	Souhrnná charakterizace – proměnlivost útvarů podzemních vod	20
4.3	KVALITATIVNÍ ÚDAJE	22
4.3.1	Vybrané parametry	22
4.3.2	Poskytnuté údaje	22
4.4	STATISTICKÉ HODNOCENÍ V PARTNERSKÝCH ZEMÍCH	23
4.4.1	Hodnocení chemického stavu	23
4.4.2	Hodnocení trendů	24
<b>5</b>	<b>STATISTICKÉ METODY A POSTUPY</b>	<b>26</b>
5.1	USTANOVENÍ	26
5.2	POŽADAVKY	26
5.2.1	Požadavky na statistické zpracování	26
5.2.2	Požadavky na monitorovací síť	27
5.2.3	Požadavky na monitorování	27
5.2.4	Požadavky na zajištění kvality	27
5.3	UVAŽOVANÉ METODY	28
5.3.1	Kritéria týkající se sítě	28
5.3.2	Hodnoty KL a DL	29
5.3.3	Seskupování údajů	30
5.3.4	Hodnocení trendů	33
5.3.5	Hodnocení zvrácení trendů	34

5.4	NAVRHOVANÉ METODY A POSTUP	35
5.4.1	Monitorovací síť	35
5.4.2	Zpracování hodnot KL	36
5.4.3	Seskupování údajů	36
5.4.4	Hodnocení trendů	42
5.4.5	Hodnocení zvrácení trendů	44
5.5	IMPLEMENTAČNÍ POSTUP	46
5.5.1	Hodnocení stavu	46
5.5.2	Hodnocení trendů	47
5.6	POZNÁMKY A DOPORUČENÍ	54
<b>6</b>	<b>ALGORITMUS A VÝPOČETNÍ ZPRACOVÁNÍ</b>	<b>55</b>
6.1	SÍŤOVÉ KRITÉRIUM	55
6.2	ZPRACOVÁNÍ HODNOT KL	55
6.2.1	Výpočet $KL_{max}$ (požadavek v rámci analýzy trendů)	55
6.3	SESKUPOVÁNÍ ÚDAJŮ	57
6.3.1	Regularizace – výpočet AP50	57
6.3.2	Aritmetický průměr (AP)	58
6.3.3	Horní mez spolehlivosti aritmetického průměru ( $MS_{AP}$ )	58
6.3.4	Vážený aritmetický průměr (vAP)	58
6.3.5	Mez spolehlivosti váženého aritmetického průměru ( $MS_{vAP}$ )	59
6.4	HODNOCENÍ TRENDŮ	59
6.4.1	LOESS smoother	59
6.4.2	LOESS smoother se sezonalitou	61
6.4.3	Testy ANOVA založené na metodě LOESS smoother	61
6.5	HODNOCENÍ ZVRÁCENÍ TRENDŮ	62
6.5.1	Test dvou úseků	62
6.5.2	Zvrácení trendu se sezonalitou	64
6.6	VÝPOČETNÍ ZPRACOVÁNÍ	65
<b>7</b>	<b>VAZBY NA DALŠÍ PRACOVNÍ SKUPINY</b>	<b>66</b>
<b>8</b>	<b>PŘÍLOHA</b>	<b>69</b>

# 1 SHRnutí

## ZÁKLADNí INFORMACE

„Směrnice Evropského parlamentu a rady 2000/60/ES ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky“, tzv. Rámcová směrnice EU o vodní politice, definuje v čl. 4 „environmentální cíle“ pro povrchové a podzemní vody a chráněné oblasti.

K dosažení „environmentálních cílů“ pro podzemní vody (čl. 4(1)(b)) Rámcová směrnice vyžaduje přijetí konkrétních opatření k zabránění a omezení znečišťování podzemních vod. Cílem takových opatření by mělo být dosažení dobrého chemického stavu podzemních vod. Kritéria dosažení dobrého chemického stavu podzemních vod jsou definována v Příloze V 2.3.2 a vyžadují především, aby koncentrace znečišťujících látek (v podzemních vodách) nepřesahovaly žádné kvalitativní normy, které jsou zakotveny v příslušné legislativě Společenství. Příloha dále obsahuje požadavek, aby byl identifikován a zvrácen jakýkoli významný a trvalý vzestupný trend koncentrací znečišťujících látek. Směrnice dále specifikuje postupy při identifikaci trendů koncentrací znečišťujících látek pocházejících z difúzních a/nebo bodových zdrojů.

Tento projekt je zaměřen na vytvoření konkrétních algoritmů pro identifikaci trendů znečišťujících látek (Příloha V 2.4.4) a metody seskupování údajů pro interpretaci a prezentaci chemického stavu podzemních vod, jak je definováno v Příloze V 2.4.5.

## PROJEKTOVÝ TÝM

Pod vedením rakouské Federální agentury pro životní prostředí (FEA) bylo vytvořeno konsorcium partnerů sestávající z 11 členských států EU [Rakousko, Belgie, Dánsko, Francie, Německo, Řecko, Irsko, Nizozemsko, Portugalsko, Španělsko a Velká Británie (Anglie a Wales)]. Tímto bylo zaručeno, že výsledky projektu budou založeny na údajích ze širokého spektra různých útvarů podzemních vod v rámci EU.

Projektu se také jako pozorovatelé zúčastnily instituce z pěti zemí (Finsko, Maďarsko, Itálie, Norsko a Švédsko), které z tohoto titulu měly přístup na zasedání a připomínkovaly návrh závěrečné zprávy. Dále byly obdrženy připomínky od Evropské komise pro zachování a přístupnost (ECPA) jako zainteresované strany.

Projekt byl zadán a přibližně z jedné třetiny financován generálním ředitelstvím Evropské komise pro životní prostředí a ze dvou třetin rakouským Federálním ministerstvem zemědělství, lesnictví, životního prostředí a vodohospodářství. Materiální pomoc ve významné míře poskytli také partneři projektu.

Subdodavatelem projektu odpovědným za zpracování statistických koncepcí byla německá společnost „quo data“.

## CÍLE

Hlavním cílem projektu bylo vytvořit metody pro výpočet reprezentativních průměrných koncentrací, seskupování údajů a hodnocení trendů (zvrácení trendů) na úrovni útvarů podzemní vody respektive pro skupiny útvarů podzemní vody. Metody musely být vhodné k celoevropskému použití a implementaci podle ustanovení Rámcové směrnice o vodní politice a zahrnovat dopady znečištění z difúzních a/nebo bodových zdrojů.

Zabývali jsme se následujícími aspekty:

- Vývoj vhodné metody seskupování údajů pro hodnocení kvality podzemních vod na úrovni útvarů podzemních vod respektive skupin útvarů podzemních vod včetně stanovení minimálních požadavků pro výpočet.
- Vývoj vhodné statistické metody pro hodnocení trendů a zvrácení trendů včetně stanovení minimálních požadavků pro výpočet.
- Koncentrace nižší než kvantifikační limit.

## TESTOVACÍ SADY ÚDAJŮ PRO VYTVOŘENÍ POSTUPŮ

Vytvořený postup musí být vhodný pro všechny typy útvarů podzemních vod (odlišné hydrogeologické charakteristiky, velikost, počet míst odběru vzorků, vlivy atd.), proto bylo testování a diskuse ohledně navrhovaného postupu založeného na testovacích sadách údajů považováno za velmi důležité. Tyto údaje poskytli partneři projektu. Celkově byly k dispozici informace (popis útvaru podzemní vody a údaje o kvalitě podzemní vody) o 21 útvarech podzemní vody z devíti zemí. Kromě navrhovaných postupů tvoří popis a charakteristika útvarů podzemní vody základní část projektové zprávy. Kvalitativní údaje se týkaly dusičnanů, amonia, elektrické vodivosti, chloridů, hodnoty pH, pesticidů, chlorovaných uhlovodíků, kovů atd.

## MONITOROVACÍ SÍŤ

Pracovní skupina se dohodla, že monitorovací síť musí splňovat určité minimální požadavky. Důležitým předpokladem je homogenita sítě (odrážející prostorovou reprezentativnost), která musí být zaručena, aby bylo možné provést řádné statistické zhodnocení v souladu s požadavky Rámcové směrnice. Pro zhodnocení toho, zda je rozmístění míst odběru vzorků v rámci monitorovací sítě homogenní, byl vytvořen index reprezentativnosti. Pokud je útvar podzemní vody z hydrogeologického hlediska heterogenní, není možné či smysluplné používat prostorově homogenní monitorovací síť a je třeba ji navrhnout tak, aby byla z hydrogeologického hlediska reprezentativní.

## POŽADAVKY NA KVALITATIVNÍ ÚDAJE, ZPRACOVÁNÍ HODNOT „NIŽŠÍCH NEŽ“

Samotný postup při odběru vzorků a chemická analýza musí zajistit kontinuitu výsledků. Je tedy nutné uplatňovat příslušné standardy. Pro určité skupiny látek jsou z hlediska získání vhodných údajů jako základu pro hodnocení vysoce důležitá ustanovení týkající se kvantifikačního a detekčního limitu. Z diskuse vyplynulo, že jak o kvantifikačním limitu (KL) tak o detekčním limitu (DL) je nezbytně nutné poskytovat dostatečné informace. To musí být vzato v úvahu při definování požadavků na monitorování a analytických postupů. Ze statistického hlediska se nedoporučuje provádět navržené seskupování a hodnocení trendů, pokud KL přesahuje 60 % mezní hodnoty (pokud je mezní hodnota k dispozici).

## STATISTIKA

### Požadavky na statistiku

Pracovní skupina se dohodla na následujících obecných požadavcích na statistické postupy

- statistická správnost,
- vytvoření pragmatického postupu,
- jediná metoda seskupování údajů vhodná pro malé a velké útvary podzemních vod i skupiny útvarů a také pro malé útvary podzemní vody s nízkým počtem míst odběru vzorků,
- použitelnost pro všechny typy parametrů.

## Seskupování údajů

Ustanovení Rámcové směrnice (Příloha V oddíl 2.4.5) týkající se seskupování údajů jsou následující:

*Při vyhodnocování stavu musí být výsledky z jednotlivých monitorovacích míst v rámci útvaru podzemní vody seskupeny pro tento vodní útvar jako celek. Bez újmy k souvisejícím směrnícím se pro dobrý stav, který má být dosažen u útvaru podzemní vody a pro ty chemické ukazatele, pro které byly stanoveny standardy environmentální kvality v právních předpisech Společenství:*

- vypočte průměrná hodnota výsledků monitorování v každém bodě útvaru podzemní vody nebo jejich skupiny a
- v souladu s článkem 17 tyto průměrné hodnoty použijí k prokázání shody s dobrým chemickým stavem podzemní vody.

Pro výpočet prostorového průměru navrhla pracovní skupina pragmatický postup. V zásadě se vybraná metoda seskupování zakládá na aritmetickém průměru (AP) a jeho 95% horní mezi spolehlivosti ( $MS_{AP}$ ). Jelikož za určitých podmínek (v závislosti na monitorovací síti, charakteristice útvaru podzemní vody atd.) nelze ze statistického hlediska výpočet AP použít, je nutné provést výpočet váženého aritmetického průměru a jeho MS 95, např. pokud je útvar podzemní vody rozdělen na dílčí útvary. V tomto případě se prostorový průměr vypočítává jako vážený aritmetický průměr (vAP) a jeho  $MS_{vAP}$ . V případě, že MS 95 (v)AP přesáhne mezní hodnoty, je možné ověřit výsledek výpočtem aritmetického průměru váženého s ohledem na oblast, kterou reprezentuje určité místo odběru vzorků [krigingový průměr (KP)] a jeho  $MS_{KP}$  pro odhad prostorového průměru.

Pracovní skupina navrhuje následující postup:

- Zjistit, zda se útvar podzemní vody skládá z více dílčích útvarů s různou hustotou míst odběru vzorků.
  - Pokud ne, přezkoumejte monitorovací síť s ohledem na síťové kritérium (index reprezentativnosti),
  - pokud ano, přezkoumejte monitorovací síť jednotlivých dílčích útvarů s ohledem na síťové kritérium.
- Pokud monitorovací síť (sítě) toto kritérium nesplňují, monitorovací síť musí být náležitě přizpůsobena, nebo útvar podzemní vody musí být rozdělen na dílčí útvary, které budou toto kritérium splňovat.
- Pokud je útvar nebo dílčí útvar podzemní vody z hydrogeologického hlediska heterogenní a pokud není možné nebo smysluplné vytvořit prostorově homogenní monitorovací síť, je nutné vytvořit monitorovací síť reprezentativní z hydrogeologického hlediska a odhadnout prostorovou průměrnou hodnotu s použitím stejných vah (AP).
- K odhadu prostorového průměru používejte AP nebo vážený AP (v případě dílčích útvarů) (pragmatický přístup).
- Pokud  $MS_{AP}$  přesahuje akční limit, je možné alternativně použít  $MS_{KP}$  (která může být výrazně nižší v případě prostorové korelace a vysoké proměnlivosti hladiny koncentrace).

K zaručení požadované hladiny spolehlivosti u útvarů podzemní vody s omezeným počtem stanic se partneři dohodli používat horní mez spolehlivosti aritmetického průměru (respektive krigingového průměru) místo průměrné hodnoty jako takové.

Horní mez spolehlivosti (MS) závisí na proměnlivosti hladiny koncentrace v rámci útvaru podzemní vody a na počtu stanic. MS se snižuje s rostoucím počtem stanic v rámci útvaru podzemní vody. Používání MS umožňuje snížit počet stanic na útvarech podzemních vod s koncentracemi výrazně nižšími, než je mezní hodnota, a požaduje vyšší počet stanic na útvarech podzemní vody s koncentracemi blízkými se mezní hodnotě. Do jisté míry tedy závisí na správci monitorování, zda bude MS pod nebo nad mezní hodnotou, což umožňuje efektivní vynaložení prostředků na analýzu.

Ze statistického hlediska jsou vyžadována minimálně tři místa odběru vzorků v rámci útvaru podzemní vody a jedna stanice na každý dílčí útvar. Pro zpracování hodnot „nižších než KL“ se používá minimaxový přístup (minimalizace maximálního rizika).

### Hodnocení trendů a zvrácení trendů

Ustanovení Rámcové směrnice (Příloha V oddíl 2.4.4) pro hodnocení trendů a zvrácení trendů jsou následující:

*Členské státy použijí data jak z situačního, tak z provozního monitoringu k identifikaci dlouhodobých antropogenně vyvolaných vzestupných trendů koncentrací znečišťujících látek a ke zvrácení takových trendů. Přitom musí být identifikován základní rok, nebo období, od kterého má být identifikace trendu počítána. Výpočet trendů musí být uskutečněn pro útvar, nebo, kde to je účelné, pro skupinu útvarů podzemní vody. Zvrat trendu musí být prokázán statisticky s uvedením meze spolehlivosti související s jeho identifikací.*

Pro výběr metod definovala pracovní skupina následující kritéria:

- použitelnost pro všechny typy parametrů,
- rozšiřitelnost metody o případné upravující faktory,
- dostatečná schopnost zachycení trendů/zvrácení trendů,
- robustnost byla považována za méně důležitou než síla a rozšiřitelnost (za ověření údajů budou odpovídat členské státy).

Analýza trendů se bude zakládat na seskupování údajů z celého útvaru podzemní vody (Rámcová směrnice, Příloha V). Seskupování údajů pro hodnocení trendů sestává ze stejných postupů (regularizace a prostorové seskupování) jako při hodnocení kvalitativního stavu.

Co se týče rozšiřitelnosti a síly, lineární metody (založené na lineárním modelu) vykazují lepší výsledky než neparametrické metody založené na Mann-Kendallově testu, proto jsme se přiklonili k lineárním metodám. Pro hodnocení monotónních trendů byl tedy vybrán obecný test založený na lineární regresi (test ANOVA). Pro hodnocení zvrácení trendů byl potom vzhledem ke své snadné interpretovatelnosti zvolen model dvou úseků.

Hodnocení trendů se bude provádět s konstantním KL, abychom předešli uměle vneseným trendům. Hodnoty KL se však mohou v čase měnit, abychom tedy předešli uměle vneseným trendům, je nutné mít konzistentní postup pro zpracování naměřených hodnot (tam, kde KL přesahuje daný  $KL_{max}$ ). Tam, kde KL přesahuje minimální požadavky, byly stanoveny pokyny pro výpočet konstantního  $KL_{max}$  a zpracování naměřených hodnot.

### Výchozí bod pro hodnocení trendů/zvrácení trendů

Máme za to, že nárůst koncentrací znečišťujících látek o 30 % je nutné detekovat s 90% či vyšší silou. Výchozí bod pro hodnocení trendů je stejný jako pro provozní monitoring a má zahrnovat „funkci včasného varování“ při zjištění trendu. Proto se navrhuje začít s analýzou trendu na hladině, kdy **MS95 vypočteného průměru** přesahuje 75 % mezní hodnoty.

### Délka časových řad pro hodnocení trendů/zvrácení trendů

Pro hodnocení trendů založené na minimálním požadavku směrnice ohledně četnosti monitorování, což je jednou ročně, a na požadavku, že 30% zvýšení koncentrací znečišťujících látek musí být zjištěno s 90% silou, byla stanovena **minimální délka časových řad na osm let**. V případě, že odběr vzorků probíhá každý půlrok či častěji, lze minimální délku zkrátit na **pět let** (nejméně 10 respektive 15 hodnot).

Pro hodnocení zvrácení trendů byl postup pro odhad požadované minimální délky časových řad podobný jako pro hodnocení trendů. Výsledky jsou následující: v případě odběru vzorků jednou ročně je **minimální délka 14 let** (14 hodnot). V případě odběru vzorků každý půlrok či častěji je minimální délka **deset let** (nejméně 18 respektive 30 hodnot).



## Minimální počet vzorkovacích míst, síťové kritérium, zpracování hodnot KL

<b>Seskupování údajů</b>	<b>Hodnocení trendů</b>	<b>Hodnocení zvrácení trendů</b>
<p>Regularizace</p> <p>Prostorové seskupování</p> <p style="padding-left: 20px;">aritmetický průměr a MS</p> <p style="padding-left: 20px;">vážený aritmetický průměr a MS</p> <p>nepovinné</p> <p style="padding-left: 40px;">Krigingový průměr a MS</p>	<p>Regularizace</p> <p>Prostorové seskupování</p> <p>Hodnocení trendů</p> <p>Výchozí bod</p> <p>Minimální délka časových řad</p> <p>Maximální délka časových řad</p> <p>Četnost testování trendů</p>	<p>Výchozí bod</p> <p>Minimální délka časových řad</p> <p>Maximální délka časových řad</p>

### VAZBY NA DALŠÍ PRACOVNÍ SKUPINY

Pracovní skupina tohoto projektu (Společná strategie pro implementaci Rámcové směrnice – Klíčová činnost 2: Vývoj metodického pokynu pro technické otázky, 2.8 Metodický pokyn pro nástroje hodnocení a klasifikace podzemních vod) je jednou z deseti pracovních skupin ustavených na podnět Evropské komise s cílem vytvořit pokyny ohledně konkrétních problémů souvisejících s implementací Rámcové směrnice. Kvůli integrovanému přístupu zakotvenému v Rámcové směrnici je nutná provázanost mezi pracovními skupinami. Práce této skupiny a výsledky tohoto projektu tedy navazují na práci ostatních pracovních skupin.

Témata, u kterých bude nutné dospět ke společnému chápání a vytvořit pokyny, jsou např. podoba monitorovací sítě (např. hustota vzorkovacích míst), četnost monitorování, analytické požadavky ohledně KL a DL, pokyn pro vymezení útvarů podzemních vod, charakterizaci útvarů podzemních vod, formát pro výměnu údajů (popis útvaru podzemní vody, kvalitativní údaje), identifikaci rizik, prezentaci výsledků, akčních hodnot pro podzemní vody...

### VÝSLEDKY

#### Algoritmy a softwarový nástroj

Výsledkem projektu je algoritmus a softwarový nástroj (*GWstat*) jak pro navrhované postupy tak pro seskupování údajů a hodnocení trendů/zvrácení trendů. Nástroj *GWstat* si můžete zdarma stáhnout z internetových stránek projektu.

#### Vedlejší produkty

Shrnutí současné praxe v členských státech ohledně seskupování údajů a výpočtu trendů, strategie monitorování a podoby monitorovací sítě; internetový formulář pro obecnou charakterizaci útvarů podzemních vod, formát pro výměnu kvalitativních údajů.

#### Internetové stránky projektu

Všechny výsledky a podklady projektu lze nalézt na internetových stránkách projektu <http://www.wfdgw.net>. Pro prezentaci útvarů podzemních vod a vzorkovacích míst, využití území atd.

byl použit Web-GIS, kde lze nalézt vybrané výsledky a seskupené údaje projektu. Odkaz na stránky Web GIS naleznete na internetových stránkách projektu.

## 2 ÚVOD

### 2.1 ZÁKLADNÍ INFORMACE

„Směrnice Evropského parlamentu a rady 2000/60/ES ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky“, tzv. Rámcová směrnice EU o vodní politice, definuje v čl. 4 „environmentální cíle“ pro povrchové a podzemní vody a chráněné oblasti.

K dosažení „environmentálních cílů“ pro podzemní vody (čl. 4(1)(b)) Rámcová směrnice vyžaduje přijetí konkrétních opatření k zabránění a omezení znečišťování podzemních vod. Cílem takových opatření by mělo být dosažení dobrého chemického stavu podzemních vod. Kritéria dosažení dobrého chemického stavu podzemních vod jsou definována v Příloze V 2.3.2 a vyžadují především, aby koncentrace znečišťujících látek (v podzemních vodách) nepřesahovaly žádné kvalitativní normy, které jsou zakotveny v příslušné legislativě Společenství. Příloha dále obsahuje požadavek, aby byl identifikován a zvrácen jakýkoli významný a trvalý vzestupný trend koncentrací znečišťujících látek. Směrnice dále obsahuje specifikace pro identifikaci trendů koncentrací znečišťujících látek pocházejících z difúzních a/nebo bodových zdrojů (viz kapitola 3).

Tento projekt je zaměřen na vytvoření konkrétních algoritmů pro identifikaci trendů znečišťujících látek (Příloha V 2.4.4) a metody seskupování údajů pro interpretaci a prezentaci chemického stavu podzemních vod, jak je definováno v Příloze V 2.4.5.

Projekt je součástí „Společné strategie pro implementaci Rámcové směrnice“, kterou vytvořila Evropská komise, aby bylo zajištěno společné chápání a přístup k implementaci Rámcové směrnice. Pracovní skupina tohoto projektu je jednou z deseti pracovních skupin ustavených na podnět Evropské komise pro vytvoření pokynů ohledně konkrétních problémů souvisejících s implementací Rámcové směrnice. V zájmu zajištění integrovaného přístupu zakotveného v Rámcové směrnici je nutná provázanost mezi pracovními skupinami. Práce této skupiny a výsledky tohoto projektu tedy navazují na práci ostatních pracovních skupin (viz kapitola 7). Pro koordinaci pracovních skupin a činnosti v rámci Společné strategie byla ustavena Strategická koordinační skupina Evropské komise.

### 2.2 PROJEKTOVÝ TÝM

Pod vedením rakouské Federální agentury pro životní prostředí (FEA) bylo vytvořeno konsorcium partnerů z 11 členských států EU [Rakousko, Belgie, Dánsko, Francie, Německo, Řecko, Irsko, Nizozemsko, Portugalsko, Španělsko a Velká Británie (Anglie a Wales)]. Tímto bylo zaručeno, že výsledky projektu budou založeny na údajích ze širokého spektra různých útvarů podzemních vod v rámci EU.

Projektu se také jako pozorovatelé zúčastnily instituce z pěti zemí (Finsko, Maďarsko, Itálie, Norsko a Švédsko), které z tohoto titulu měly přístup na zasedání a připomínkovaly návrh závěrečné zprávy. Dále byly obdrženy připomínky od Evropské komise pro zachování a přístupnost (ECPA) jako zainteresované strany.

Projekt byl zadán a přibližně z jedné třetiny financován generálním ředitelstvím Evropské komise pro životní prostředí a ze dvou třetin rakouským Federálním ministerstvem zemědělství, lesnictví, životního prostředí a vodohospodářství. Materiální pomoc ve významné míře také poskytli partneři projektu.

Subdodavatelem projektu odpovědným za vývoj statistických koncepcí byla německá společnost „quo data“.

**Koordinace projektu**



Federální agentura pro životní prostředí - Rakousko

**Specialisté**

Johannes Grath

**Sponzoři**



Federální ministerstvo zemědělství, lesnictví, životního prostředí a vodohospodářství - Rakousko

Karl Schwaiger



Evropská komise - Generální ředitelství pro životní prostředí

**Partneři**



AMINAL - Správa životního prostředí, přírody, území a vody, vodohospodářská divize - Belgie

Johan Lermytte



GEUS - Geologický průzkum Dánska a Grónska - Dánsko

Jens Stockmarr



A.E.A.P. - Agence de l'eau Artois-Picardie - Francie

Laurent Pavard



Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten - Německo

Georg Berthold



IGME - Ústav geologie a těžby nerostných surovin - Řecko

Georgia Gioni,  
Costas Papadopoulos



EPA - Agentura pro ochranu životního prostředí - Irsko

Paul Coleman



RIVM - Státní ústav veřejného zdraví a ochrany životního prostředí - Nizozemsko

Leo Boumans



INAG - Instituto da Água - Portugalsko

Ana Rita Lopes,  
Rui Rodrigues



Ministerio de Medio Ambiente - Španělsko

Manuel Varela



Agentura životního prostředí Anglie a Walesu - Velká Británie

Rob Ward

**Subdodavatel**



quo data - Gesellschaft für Qualitätsmanagement und Statistik - Německo

Steffen Uhlig

**Pozorovatel**



Finský institut životního prostředí - Finsko

Reetta Waris



Výzkumný ústav vodohospodářský - Itálie

Giuseppe Passarella



Norské ředitelství vodních zdrojů a energie - Norsko

Panagiotis Dimakis



Geologický průzkum Švédska - Švédsko

Magnus Åsman



Výzkumné středisko vodních zdrojů (VITUKI) - Maďarsko

Josef Deak

## 2.3 CÍLE

Hlavním cílem projektu bylo vytvořit metody pro výpočet reprezentativních průměrných koncentrací, seskupování údajů a hodnocení trendů (zvrácení trendů) na úrovni útvarů podzemní vody respektive pro skupiny útvarů podzemní vody. Metody musely být vhodné k celoevropskému použití a implementaci podle ustanovení Rámcové směrnice.

Zabývali jsme se mimo jiné následujícími aspekty:

- Vývoj vhodné metody seskupování údajů pro hodnocení kvality podzemních vod na úrovni útvarů podzemních vod respektive skupin útvarů podzemních vod včetně stanovení minimálních požadavků pro výpočet.
- Vývoj vhodné statistické metody pro hodnocení trendů a zvrácení trendů včetně stanovení minimálních požadavků pro výpočet.
- Koncentrace pod úrovní detekčního limitu a znečištění podzemní vody, které je v útvaru podzemní vody nerovnoměrně rozloženo.
- Dopady znečištění z difúzních a/nebo bodových zdrojů.

V diskusi se kladl důraz na to, že by měl být upřednostněn pragmatický postup, který je možné použít v různých systémech vodohospodářské správy a pro různé hydrogeologické podmínky, jinak by takový postup nebyl pro členské státy přijatelný. Aby bylo možné získat srovnatelné výsledky hodnocení v rámci celé Evropy, bylo dohodnuto, že pro každou otázku (seskupování údajů, hodnocení trendů a zvrácení trendů) bude vytvořena a navržena jedna metoda hodnocení.

Metody a postupy navržené touto pracovní skupinou souvisejí s několika ustanoveními, kterými se zabývají jiné pracovní skupiny Evropské komise zaměřující se na jednotlivé body implementace Rámcové směrnice. Předmětem zkoumání této studie např. nebylo vymezení útvarů podzemních vod či skupin útvarů a výběr monitorovacích stanic na základě ustanovení Rámcové směrnice, nicméně tyto aspekty jsou nezbytné pro monitorování kvality podzemní vody a hodnocení údajů.

Seznam zjištěných vazeb na jiné pracovní skupiny je uveden v kapitole 7.

### Poznámka

Pokud je v této zprávě zmíněno hodnocení stavu nebo dobrý stav, odkazujeme na Přílohu V 2.4.5.

### 3 PŘÍSLUŠNÁ USTANOVENÍ RÁMCOVÉ SMĚRNICE O VODNÍ POLITICE (2000/60/ES)

Ustanovení Rámcové směrnice o vodní politice týkající se podzemních vod vyžadují jednak dosažení konkrétních standardů platných dle další legislativy Společenství týkající se podzemních vod a dále identifikaci a zvrácení významných a trvalých vzestupných trendů koncentrací znečišťujících látek. Hodnocení kvalitativního stavu podzemních vod vychází z následujících ustanovení:

- Výchozí charakterizace vodního útvaru za účelem zjištění, zda je útvar rizikový z hlediska dosažení cílů, které pro něj byly stanoveny (Příloha II oddíl 2.1). To zahrnuje informace o vlivech a náchylnosti vodního útvaru. Další charakterizace se provádí tam, kde je to nutné k upřesnění hodnocení podle oddílu 2.1.
- Pro vodní útvary, které byly identifikovány jako rizikové, se vyžaduje další charakterizace, která bude zahrnovat informace o dopadech lidské činnosti na vodní útvar (Příloha II oddíl 2.2).
- Situační monitoring těch útvarů, které byly identifikovány jako rizikové, jehož cílem je ověřit, zda dané útvary skutečně rizikové jsou, a situační monitoring vodních útvarů, které přesahují mezinárodní hranice. U rizikových útvarů se monitorují parametry indikativní pro příslušné dopady. Navíc se u všech útvarů monitoruje skupina základních parametrů (obsah kyslíku, hodnota pH, vodivost, dusičnan a amonium).
- Provozní monitoring (alespoň jednou ročně) u útvarů, které byly potvrzeny jako rizikové, v dostatečném rozsahu, aby bylo možné určit chemický stav vodního útvaru a zjistit přítomnost jakéhokoli významného a trvalého vzestupného trendu koncentrace jakékoli znečišťující látky.

Pro správnou implementaci směrnice je v konečném důsledku nutné ujasnit si statistické aspekty činnosti, na což se zaměřuje tato studie.

#### 3.1 ČLÁNEK 4 - ENVIRONMENTÁLNÍ CÍLE (VÝŇATEK TÝKAJÍCÍ SE PODZEMNÍCH VOD)

*1. Při realizaci programů opatření specifikovaných v plánech povodí:*

*(b) pro podzemní vody*

*(i) Členské státy provedou potřebná opatření k zamezení nebo omezení vstupů znečišťujících látek do podzemních vod a k zamezení zhoršení stavu všech útvarů podzemních vod, při uplatnění odstavců 6 a 7 a bez újmy k ustanovením odstavce 8 tohoto článku a při uplatnění čl. 11 (3)(j);*

*(ii) Členské státy zajistí ochranu, zlepšení stavu a obnovu všech útvarů podzemních vod a zajistí vyvážený stav mezi odběry podzemní vody a jejím doplňováním, s cílem dosáhnout dobrého stavu podzemní vody nejpozději do 15 let od data nabytí účinnosti této směrnice, v souladu s ustanoveními specifikovanými v příloze V, při uplatnění odstavce 4 poskytujícího možnost časového posunu a uplatnění odstavců 5, 6 a 7 a bez újmy k ustanovením odstavce 8 tohoto článku a při uplatnění čl. 11 (3)(j);*

*(iii) Členské státy provedou za účelem účinného snížení znečišťování podzemních vod potřebná opatření k tomu, aby zvrátily jakýkoliv významný a trvalý vzestupný trend koncentrace jakékoli znečišťující látky jako důsledku dopadů lidské činnosti;*

*Opatření ke zvrácení trendů musí být realizována v souladu s odstavci 2, 4 a 5 článku 17, přičemž budou vzaty v úvahu příslušné standardy stanovené v odpovídající legislativě Společenství, při uplatnění odstavců 6 a 7 a bez újmy k ustanovením odstavce 8.*

### 3.2 ČLÁNEK 17 - STRATEGIE K ZABRÁNĚNÍ A OMEZENÍ ZNEČIŠŤOVÁNÍ PODZEMNÍCH VOD

1. Evropský Parlament a Rada přijmou specifická opatření k předcházení a omezování znečišťování podzemních vod. Tato opatření budou zaměřena na dosažení dobrého chemického stavu podzemních vod v souladu s čl. 4 (1)(b) a během dvou let po nabytí účinnosti této směrnice budou na základě předloženého návrhu přijata Komisí v souladu s postupem stanoveným ve Smlouvě.

2. Při navrhování opatření vezme Komise v úvahu analýzu zpracovanou v souladu s článkem 5 a přílohou II. Tato opatření budou navržena dříve, pokud budou k dispozici údaje a budou zahrnovat:

a) kritéria pro hodnocení dobrého chemického stavu podzemní vody v souladu s přílohou II oddílem 2.2 a přílohou V oddíly 2.3.2 a 2.4.5;

b) kritéria pro zjišťování významného a trvalého vzestupného trendu a pro definování počátku změny trendu, což bude využito v souladu s přílohou V oddílem 2.4.4.

3. Opatření vyplývající z uplatnění odstavce 1 budou zahrnuta do programů opatření vyžadovaných v podle článku 11.

4. Při absenci kritérií přijatých v souladu s odstavcem 2 na úrovni Společenství, budou příslušná kritéria stanovena členskými státy, a to nejpozději do pěti let od data nabytí účinnosti této směrnice.

5. Při absenci kritérií přijatých v souladu s odstavcem 4 na národní úrovni, bude za počátek obratu trendu považováno maximum ze 75% úrovně standardů kvality stanovených ve stávající legislativě Společenství aplikovatelné na podzemní vody.

### 3.3 CHARAKTERIZACE ÚTVARŮ PODZEMNÍCH VOD (PŘÍLOHA II)

Příloha II oddíl 2.1 směrnice obsahuje následující specifikace ohledně výchozí charakterizace dopadů lidské činnosti na útvar podzemní vody:

Členské státy zpracují výchozí charakterizaci všech útvarů podzemních vod za účelem vyhodnocení jejich užívání a stupně rizika nedosažení cílů pro každý útvar podzemní vody podle článku 4. Pro tuto výchozí charakterizaci mohou členské státy slučovat útvary podzemních vod do skupin. Tato analýza může využívat existující hydrologické, geologické a pedologické údaje, data o užívání území, odtoku, odběrech a jiných veličinách, avšak musí stanovit:

- umístění a hranice útvaru nebo útvarů podzemních vod,
- vlivy, kterým jsou tyto útvary podzemních vod vystaveny včetně:
  - difúzních zdrojů znečištění
  - bodových zdrojů znečištění
  - odběrů vody
  - umělého doplňování,
- všeobecný charakter nadložních vrstev v povodí, ze kterého se útvar podzemní vody doplňuje,
- ty útvary podzemních vod, na kterých jsou přímo závislé ekosystémy povrchových vod nebo suchozemské ekosystémy.

Příloha II oddíl 2.2 směrnice obsahuje následující specifikace ohledně další charakterizace dopadů lidské činnosti na útvar podzemní vody:

Po výchozí charakterizaci zpracují členské státy další charakterizaci těch útvarů podzemních vod nebo jejich skupin, které byly identifikovány jako rizikové, a to za účelem získat přesnější vyhodnocení významnosti tohoto rizika a stanovit opatření požadovaná podle článku 11. Tato

charakterizace bude tedy zahrnovat odpovídající informace o dopadech lidské činnosti, a kde to souvisí, také informace uvádějící:

- geologické charakteristiky útvaru podzemní vody včetně rozsahu a typu geologických jednotek,
- hydrogeologické charakteristiky útvaru podzemní vody včetně propustnosti, pórovitosti a napjatosti,
- charakteristiky povrchových sedimentů a půd v povodí, ze kterého se útvary podzemní vody doplňuje, včetně mocnosti, pórovitosti, propustnosti a absorpčních vlastností sedimentů a půd,
- stratifikační charakteristiky podzemní vody v daném útvaru podzemní vody,
- seznam souvisejících povrchových systémů včetně suchozemských ekosystémů a útvarů povrchové vody, se kterými je útvary podzemní vody hydraulicky spojen,
- odhady směřů a podílu výměny vody mezi útvarem podzemní vody a souvisejícími povrchovými systémy,
- dostačující data potřebná pro výpočet dlouhodobého ročního průměrného množství celkového doplňování podzemní vody,
- popis chemického složení podzemní vody, včetně specifikace míry ovlivnění lidskou činností. Při stanovování koncentrací přirozeného pozadí pro tyto útvary podzemních vod mohou členské státy použít typologie pro charakterizaci podzemní vody.

### 3.4 HODNOCENÍ KVALITATIVNÍHO STAVU (PŘÍLOHA V)

Příloha V oddíl 2.4.5 směrnice obsahuje následující specifikace pro interpretaci chemického stavu podzemních vod:

*Při vyhodnocování stavu musí být výsledky z jednotlivých monitorovacích míst v rámci útvaru podzemní vody seskupeny pro tento vodní útvary jako celek. Bez újmy k souvisejícím směrnici se pro dobrý stav, který má být dosažen u útvaru podzemní vody a pro ty chemické ukazatele, pro které byly stanoveny standardy environmentální kvality v právních předpisech Společenství:*

- vypočte průměrná hodnota výsledků monitorování v každém bodě útvaru podzemní vody nebo jejich skupiny a
- v souladu s článkem 17 tyto průměrné hodnoty použijí k prokázání shody s dobrým chemickým stavem podzemní vody.

### 3.5 HODNOCENÍ TRENDŮ/ZVRÁCENÍ TRENDŮ (PŘÍLOHA V)

Příloha V oddíl 2.4.4 směrnice obsahuje následující specifikace pro identifikaci trendů koncentrací znečišťujících látek pocházejících z difúzních a/nebo bodových zdrojů:

*Členské státy použijí data jak z situačního, tak z provozního monitoringu k identifikaci dlouhodobých antropogenně vyvolaných vzestupných trendů koncentrací znečišťujících látek a ke zvrácení takových trendů. Přitom musí být identifikován základní rok, nebo období, od kterého má být identifikace trendu počítána. Výpočet trendů musí být uskutečněn pro útvary, nebo, kde to je účelné, pro skupinu útvarů podzemní vody. Zvrat trendu musí být prokázán statisticky s uvedením meze spolehlivosti související s jeho identifikací.*





### 3.6 ČASOVÝ ROZVRH PRO IMPLEMENTACI RÁMCOVÉ SMĚRNICE

Rok	Kritéria Rámcové směrnice (klíčová slova)	Příslušný článek nebo příloha
2000	Rámcová směrnice nabývá účinnosti	
2001		
2002	kritéria pro hodnocení dobrého stavu, trendů a zvrácení trendů (návrh Komise)	Čl. 17(2)a, b
2003		
2004	popis útvarů podzemní vody, dopadů lidské činnosti atd.	Čl. 5(1), Příloha II
2005		
2006	vytvoření monitorovacích programů	Čl. 8, Příloha V
2007	předběžný přehled významných problémů hospodaření s vodou	Čl. 14 (1) b
2008	vytvoření plánů povodí - návrhy (zapojení zainteresovaných stran)	Čl. 14(1)a, c
2009	program opatření; zveřejnění plánu povodí	Čl. 11(7); Čl. 13(6)
2010		
2011		
2012	program opatření funkční	Čl. 11(7)
2013		
2014		
2015	dosažení dobrého stavu přezkoumání a aktualizace plánu povodí	Čl. 4(1) Čl. 13(7)
2016		
2017		
2018		
2019		
2020		
2021	přezkoumání a aktualizace plánu povodí	Čl. 13(7)

## 4 ÚTVARY PODZEMNÍ VODY ZKOUMANÉ V TÉTO STUDII

Bylo nezbytné, aby všechny metody vyvinuté v rámci tohoto projektu byly vhodné pro všechny útvary podzemní vody v Evropě, které vykazují velkou proměnlivost co se týče velikosti, vlivů, hydrogeologických podmínek, úrovně znečištění, podoby monitorovací sítě a četnosti monitorování.

Partneři projektu byli tedy vyzváni, aby poskytli obecné informace a testovací sady údajů o kvalitě podzemních vod vybraných útvarů podzemní vody ve své zemi, čímž byla pokryta široká škála útvarů podzemních vod z hlediska testování různých statistických metod pro seskupování údajů a hodnocení trendů/zvrácení trendů. Dále byl jako základ pro vývoj statistických postupů použit popis metod, které se již v členských státech EU používají.

Tato část uvádí stručný přehled obecných informací o útvarech podzemní vody, které byly předmětem zkoumání této studie, a o údajích o kvalitě podzemní vody u vybraných parametrů. Dále je uveden přehled metod pro prostorovou a časovou analýzu údajů o kvalitě podzemní vody, které jsou používány v členských státech.

### 4.1 SBĚR/VÝMĚNA ÚDAJŮ

Pro výměnu informací v rámci tohoto projektu byly vytvořeny internetové stránky založené na extranetovém nástroji CIRCA<sup>1</sup> vyvinutém Evropskou komisí. Tento systém umožňuje přístup ke konkrétním informacím na základě zadání uživatelského jména a hesla a kromě jiných funkcí také poskytuje upozornění na možnost stažení nových souborů. Prostřednictvím tohoto systému měli partneři projektu i subdodavatelé neustále k dispozici aktuální informace o stavu projektu.

Pro sběr informací týkajících se obecného popisu útvarů podzemní vody byl vytvořen on-line dotazník. Partneři měli přímý heslem chráněný přístup k databázi, která byla upravena dle jejich konkrétních potřeb.

Pro uchování údajů o kvalitě podzemní vody a jejich analýzu byl používán počítačový program *WaterStat*. Tento software vyvinula společnost „quo data“, která jej přizpůsobila speciálním požadavkům projektu. Požadavky na přenos dat od partnerů byly určeny strukturou databáze respektive strukturou jednotlivých tabulek v databázi. Pro vkládání dat byl vytvořen flexibilní modul, který umožňuje převod dat do databáze z excelovských souborů a ASCII souborů.

V souladu s požadavky obsaženými ve smlouvě jsou výsledky projektu zveřejněny na internetových stránkách projektu (<http://www.wfdgw.net>). Na těchto internetových stránkách budou s výjimkou nezpracovaných naměřených údajů o kvalitě podzemní vody k dispozici veškeré informace získané v rámci projektu stejně tak jako veškeré jeho výsledky.

---

<sup>1</sup> (Communication Information Resource Centre Administrator – Správce komunikačního zdrojového centra informací). CIRCA je extranetový nástroj vyvinutý v rámci programu IDA Evropské komise pro potřeby veřejné správy. Umožňuje určitě skupině lidí (např. výbor, pracovní skupina, projektová skupina atd.) z různých částí Evropy (i jiných světadílů) vytvořit si soukromý prostor na internetu, kde mohou sdílet informace, dokumenty, účastnit se diskusních fór atd. Tento soukromý prostor se nazývá „Interest Group“ (zájmová skupina) nebo „User Group“ (uživatelská skupina). Přístup a navigace v tomto virtuálním prostoru je možná s jakýmkoli internetovým prohlížečem a internetovým spojením.

## 4.2 POPIS ÚTVARU PODZEMNÍ VODY

Obecný popis útvaru podzemní vody vytváří nezbytný základ pro interpretaci kvalitativních údajů z tohoto útvaru. Informační požadavky na obecný popis útvarů podzemních vod pro tento projekt byly založeny na ustanoveních Rámcové směrnice (Přílohy II).

Obecný popis byl rozdělen na

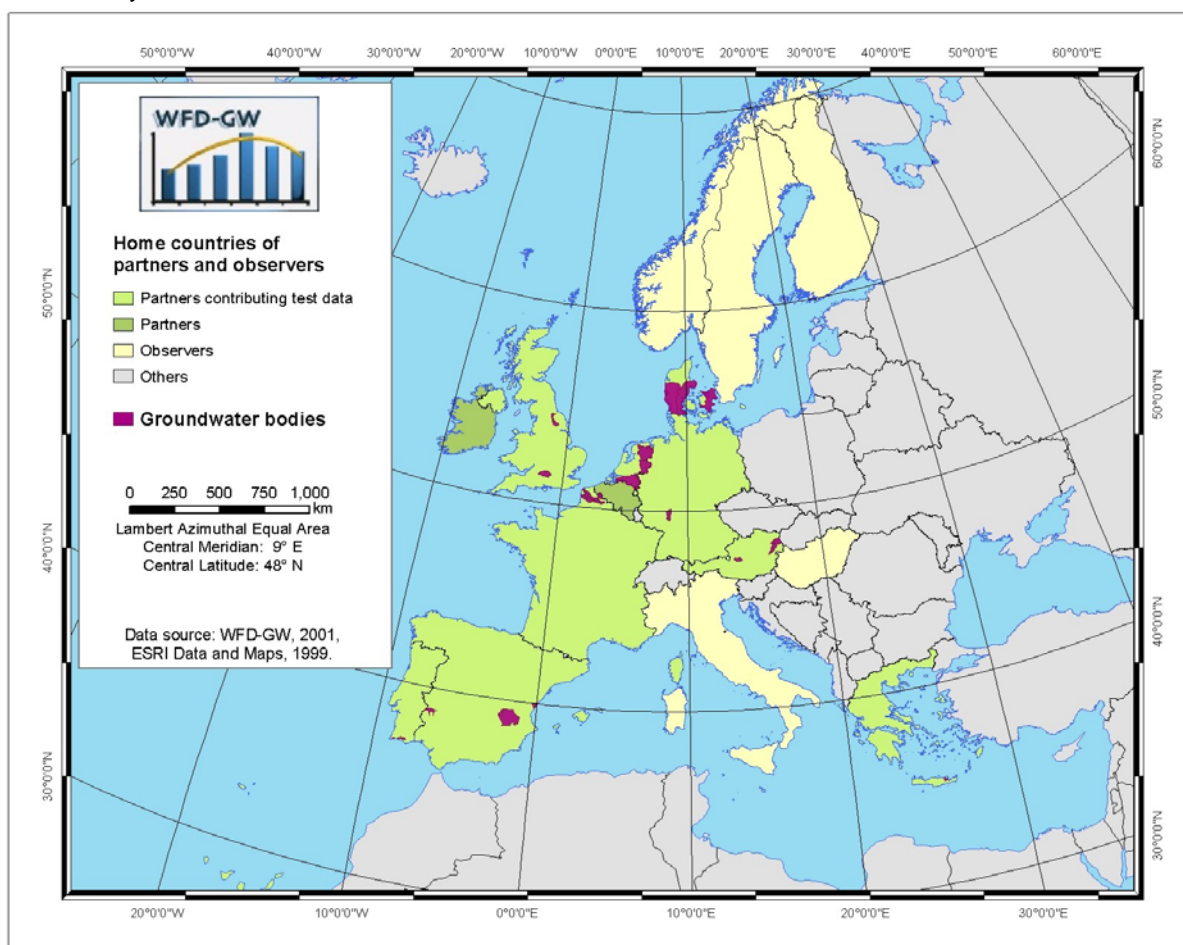
- slovní popis (1–2 stránky) včetně geologické mapy/průřezu,
- obecnou charakterizaci útvaru podzemní vody na základě dotazníku,
- mapu GIS.

### 4.2.1 Geografické pokrytí

Obrázek 1 zobrazuje 16 zemí zapojených do projektu jako partneři (11) nebo pozorovatelé (5) a znázorňuje geografické rozložení 21 útvarů podzemní vody, o kterých byly poskytnuty informace.

Geografické informace o útvarech podzemní vody zahrnovaly informace o hranicích těchto útvarů a souřadnicích míst odběru vzorků. Informace sloužily nejen k identifikaci umístění útvarů podzemních vod na mapě, ale také k hodnocení užívání území na základě údajů geodatabáze CORINE Landcover a k hodnocení podoby monitorovací sítě u každého útvaru podzemní vody. Dále byly geografické údaje použity při analýze údajů o kvalitě podzemní vody pomocí metod prostorového vážení (např. krigování).

**Obrázek 1: Partneři a pozorovatelé projektu a útvary podzemních vod, o kterých byly poskytnuty informace**



<i>Home countries of partners and observers</i>	<i>Domovské země partnerů a pozorovatelů</i>
<i>Partners contributing test data</i>	<i>Partneři, kteří dodali testovací údaje</i>
<i>Partners</i>	<i>Partneři</i>
<i>Observers</i>	<i>Pozorovatelé</i>
<i>Others</i>	<i>Jiní</i>
<i>Groundwater bodies</i>	<i>Útvary podzemní vody</i>
<i>Lambert Azimuthal Equal Area</i>	<i>Zobrazení Lambert Azimuthal Equal Area</i>
<i>Central Meridian: 9° E</i>	<i>Střední poledník: 9° V</i>
<i>Central Latitude: 48° N</i>	<i>Střední rovnoběžka: 48° S</i>
<i>Data source:</i>	<i>Zdroj:</i>

#### 4.2.2 Slovní popis

Každý útvar podzemní vody, který byl předmětem tohoto projektu, byl stručně slovně popsán. Tento popis pomohl při interpretaci obecného popisu (poskytnutého v on-line dotazníku) a hodnocení výsledků statistických analýz. Slovní popis naleznete v Příloze 3, pro většinu útvarů podzemních vod zahrnuje:

- název a polohu,
- informace o významu útvaru podzemní vody (proč byl vybrán do studie),
- popis geologické situace (včetně geologického profilu),
- informace o strategii monitorování,
- podrobnosti ohledně problémů s kvalitou a vlivech,
- zda byly informace týkající se obecného popisu založeny především na měření nebo na odhadech.

#### 4.2.3 Obecná charakterizace

Podrobnější informace o obecné charakteristice každého útvaru podzemní vody byly získány prostřednictvím on-line dotazníku. Tento způsob sběru dat zlepšil srovnatelnost informací a předešel manipulaci před následným hodnocením provedeným na počítači.

Obsah a definice dotazníku (stejně jako pomocného slovníčku a podpůrných textů) byly vytvořeny s ohledem na cíle projektu a byly projednány a odsouhlaseny projektovým týmem. Jednotlivé otázky byly založeny na ustanoveních Rámcové směrnice, Příloze II (včetně výchozí charakterizace a hlavních bodů pro další popis) a obsahovaly následující body:

- obecné informace,
- meteorologickou charakterizaci,
- hydrogeologii,
- dopady lidské činnosti.

Je nutné jednoznačně uvést, že informace získané touto metodou nelze považovat za vyčerpávající. Podrobné analýzy ověřených shromážděných informací lze nalézt v Příloze 2. Souhrnné informace o proměnlivosti útvarů podzemních vod podle obecné charakterizace naleznete v následující kapitole.

#### 4.2.4 Souhrnná charakterizace - proměnlivost útvarů podzemních vod

Jelikož je nutné, aby metody vytvořené v rámci tohoto projektu byly vhodné pro všechny útvary podzemních vod v Evropě, byli partneři projektu požádáni, aby poskytli informace o útvarech

podzemní vody s různými hydrogeologickými podmínkami. Poté byly shromážděny údaje o 21 útvarech podzemních vod s následnou proměnlivostí charakteristik:

Velikost útvarů podzemní vody, které byly v tomto projektu zkoumány, se pohybuje v rozmezí od 8 km<sup>2</sup> do přibližně 10 600 km<sup>2</sup>. Krasové útvary podzemní vody jsou ve srovnání s útvary podzemní vody v porézním podloží menší o méně než 1 000 km<sup>2</sup> (s výjimkou španělské hydrogeologické jednotky Mancha Oriental (ES0829) a dánského útvaru podzemní vody Zealand (DK300)). Dánské útvary podzemní vody byly nejrozsáhlejší, v rozmezí od 5 800 do 10 600 km<sup>2</sup>.

Meteorologické údaje ukazují na široké spektrum klimatických podmínek. Polosuché oblasti Portugalska, Španělska a východního Rakouska vykazují nejnižší průměrné roční srážky s hodnotami nižšími než 600 mm ročně. V ostatních oblastech dosahují průměrné roční srážky 600 až 1 000 mm. Výjimku tvoří jediný alpínský útvar podzemní vody v této studii v rakouském pohoří Dachstein (AT154) s úhrnem srážek 1 800 mm ročně, a to kvůli vysoké průměrné nadmořské výšce přibližně 1 800 m.n.m.

Dachstein je také nejchladnějším místem s průměrnou roční teplotou vzduchu pouze 2 °C. Průměrné teploty naměřené v západní Evropě se pohybují mezi 7,5–10,5 °C, útvary podzemní vody v Portugalsku, Španělsku a Řecku mají průměrnou teplotu vyšší než 12 °C charakteristickou pro mírné podnebí.

Také útvary podzemní vody vykazují širokou škálu hydrogeologických podmínek; v této studii jsou zastoupeny všechny významné typy zvodní. Nejběžnějším typem je porézní zvodně z kvarténních sedimentů, následují krasové zvodně. Dále byly zastoupeny útvary podzemní vody s puklinovou zvodní z britských a francouzských křídových sedimentů a jeden útvar podzemní vody se zkamenělým porézním podložím (pískovec). Všechny útvary podzemní vody jsou nespojitě s výjimkou francouzského Calcaire carbonifère paleokarst (FR202), který je kryt nepropustnými druhotnými vrstvami, a dánských útvarů podzemních vod DK200 a DK300.

Průměrný ochranný kryt útvarů podzemní vody, který je velmi důležitý z hlediska zranitelnosti útvarů, se pohybuje v rozmezí od několika decimetrů vrchní vrstvy půdy až po málo propustné vrstvy o celkové mocnosti až 40 m.

Průměrná hloubka podzemní vody u porézních a puklinových zvodní nepřesahuje 40 m, u krasových zvodní je větší.

Různé hodnoty byly poskytnuty pro hydraulickou vodivost, na které závisí doba prosakování a propustnosti zvodně.

Nejvyšší hydraulickou vodivost vykazuje kolektor krasové soustavy rakouského pohoří Dachstein s odhadovanou rychlostí 1,0 E-2 m/s, následují porézní útvary podzemní vody s pískovcovými a štěrkovými sedimenty a další krasové oblasti. Puklinová křída a především britský útvar podzemní vody Sherwood Sandstone Group (UK006) s průměrnou hydraulickou vodivostí pouze 5,6 E-6 m/s zastupuje málo propustné zvodně.

V různých oblastech je také zřejmé rozdílné užívání území. U většiny útvarů podzemních vod převažuje zemědělské využití území. Jejich podíl se pohybuje v rozmezí od 10 % až do 90 %. Lesy a polopřírodní oblasti převažují v různých krasových oblastech v Rakousku, Řecku a Portugalsku.

Vybrané oblasti také vykazují vysokou proměnlivost ohledně přírodních podmínek a rozsahu vlivů na útvary podzemní vody. V horských oblastech, jako je rakouský Dachstein (AT154), francouzský Calcaire carbonifère (FR202) nebo krasový útvar podzemní vody Agios Nikolaos v Řecku (GR100), se vyskytuje velmi málo vlivů, naopak problémy s podzemní vodou způsobené odběry vody a zemědělstvím se vyskytují u většiny útvarů podzemní vody, které se nacházejí v povodích se sedimenty. Vlivy z umělého doplňování, infrastruktury, průmyslových závodů a kontaminovaných míst jsou méně významné co do počtu, ale vykazují také různý potenciál znečištění z bodových a nebodových zdrojů.

Obecně lze říci, že 21 útvarů podzemních vod, které byly vybrány do tohoto projektu, zahrnuje všechny významné typy útvarů podzemních vod v Evropě a vykazuje vysokou proměnlivost co se týče hydrogeologických a meteorologických podmínek, užívání území a vlivů.

## 4.3 KVALITATIVNÍ ÚDAJE

Požadavky na kvalitativní údaje závisely do velké míry na cílech projektu. Výběr parametrů byl založen na požadavcích Rámcové směrnice a na stavu monitorování v jednotlivých státech.

Obecné požadavky na výměnu kvalitativních údajů specifikovala FEA a společnost „quo data“ po projednání a souhlasu projektového týmu. Zvláštní důraz se kladl na význam dlouhých časových řad a reprezentativní výběr útvarů podzemních vod. Dalším důležitým bodem diskuse bylo zpracování údajů pod detekčním a kvantifikačním limitem.

### 4.3.1 Vybrané parametry

Na základě ustanovení Rámcové směrnice a prezentací jednotlivých partnerů informujících o národních monitorovacích programech byla pro tento projekt vybrána následující škála parametrů. Byly to: hodnota pH, elektrická vodivost, rozpuštěný kyslík, dusičnany, amonium, chloridy, pesticidy a chlorované uhlovodíky. Prvních pět parametrů výslovně uvádí Rámcová směrnice, chloridy jsou zahrnuty pouze implicitně jako indikátory intruzí mořské vody (mohou být také indikátory dalších dopadů). Pesticidy a dusičnany jsou relevantní jako indikátory difúzních zdrojů znečištění. Chlorované uhlovodíky byly použity jako indikátor bodových zdrojů znečištění.

Pro určení parametrů a jednotek jsme se rozhodli držet – pokud to bylo možné – ustanovení Směrnice o pitné vodě.

Pro sběr kvalitativních údajů byly definovány některé minimální požadavky (např. identifikace místa odběru vzorků (nezaměnitelný kód), poloha, datum odběru vzorku, detekční limit a kvantifikační limit). Další informace nebyly povinné, ale pomohly při interpretaci analýz (např. typ a materiál místa odběru vzorků, hloubka odběru atd.). Tyto specifikace mohou poskytnout informace o možném zkreslení výsledků monitorování např. převládající počet odběrů ze studní s pitnou vodou může vést k usuzování na lepší kvalitu vody, než údaje z jiných typů vzorkovacích míst.

Požadovaná struktura uchovávání těchto informací byla určena podobou databáze a vypracovaným formátem pro výměnu dat.

### 4.3.2 Poskytnuté údaje

Partneři projektu dodali údaje o kvalitě podzemních vod pro 69 parametrů. Mezi nimi bylo množství pesticidů, těžkých kovů a chlorovaných uhlovodíků. Z těchto parametrů bylo pro další statistické zpracování vybráno šest základních (hodnota pH, elektrická vodivost, rozpuštěný kyslík, dusičnany, amonium a chloridy) a devět doplňkových. Vybrané pesticidy, těžké kovy a chlorované uhlovodíky zastupují široké spektrum koncentrací včetně hodnot pod kvantifikačním limitem a reprezentují také různé druhy vlivů. Tabulka 1 znázorňuje 15 analyzovaných parametrů a dostupnost údajů pro každý z útvarů podzemní vody.

Tabulka 1: Analyzované parametry

Parametr	AT154	AT224	AT250	DE001	DK100	DK200	DK300	ES0409	ES0812	ES0829	FR001	FR202	GR100	NL002	NL004	NL005	PTA2	PTM2	PTM5	UK002	UK006
Hodnota pH		x	x					x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		
El. vodivost	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		

Amonium(NH <sub>4</sub> )	x	x	x	x							x	x	x	x	x	x	x	x		
Dusičnany (NO <sub>3</sub> )	x	x	x	x							x	x	x	x	x	x	x	x		
Rozpuštěný kyslík	x	x	x	x							x	x								
Chloridy (Cl)	x	x	x	x							x						x	x	x	
Dusitany (NO <sub>2</sub> )																			x	x
Atrazin	x	x	x	x	x	x	x													
Tetrachlóretylén	x	x	x																	
Kadmium (Cd)					x	x	x													
2-6-dichlorbenzamid					x	x	x													
Nikl (Ni)					x	x	x													
Olovo (Pb)					x	x	x													
Selen (Se)					x	x	x													
Vanad (Va)					x	x	x													

## 4.4 STATISTICKÉ HODNOCENÍ V PARTNERSKÝCH ZEMÍCH

Partneři popsali a prezentovali statistické metody použité pro seskupování údajů a hodnocení trendů a tyto metody byly shrnuty do tabulky. Toto shrnutí obsahuje také informace o podobě monitorování, postupu odběru vzorků atd. (další podrobnosti viz Příloha 12).

### 4.4.1 Hodnocení chemického stavu

Pro hodnocení chemického stavu používají členské státy následující metody:

- medián používá Velká Británie, Rakousko, Portugalsko a Dánsko (medián ročních mediánů koncentrací),
- aritmetický průměr (částečně s rozmezím spolehlivosti) používá Nizozemsko, Španělsko, Rakousko,
- průměr založený na logaritmicke normálním rozdělení (s rozmezím spolehlivosti) používá Belgie,
- procento míst s dobrou kvalitou (částečně s intervalem tolerance) používá Nizozemsko a Německo,
- maximální a minimální hodnoty uvádějí téměř všechny členské státy.

Je nutné poznamenat, že maximální a minimální hodnoty se považují za doplňkové parametry, ne za parametry odrážející celkový stav útvaru podzemní vody. Členské státy se dále speciálně nezabývají zpracováním naměřených hodnot pod kvantifikačním limitem (KL), detekčním limitem (DL) a zpracováním údajů z nerovnoměrně rozmístěných míst.

Pracovní hypotézy týkající se metod prostorového seskupování údajů, které se používají v členských státech, jsou shrnuty v Tabulka 2. Hypotézy jsou rozděleny na velmi dobré, dobré, uspokojivé a nedostatečné. Další příklady a ukázky naleznete v Příloze 4.

**Tabulka 2: Metody seskupování používané v členských státech (hodnocení pracovních hypotéz - rozdělení na velmi dobré, dobré, uspokojivé a nedostatečné)**

	Aritmetický průměr	Průměr založený na logaritmicko normálním rozdělení	Medián	% míst s dobrou kvalitou	Maximum / minimum
odráží celkový stav útvaru podzemní vody (rovnoměrné rozmístění míst)	Velmi dobrá	Velmi dobrá - pokud je koeficient proměnlivosti menší než 80 %	Uspokojivá-dobrá - pokud je koeficient proměnlivosti menší než 80 %	Uspokojivá-dobrá - pokud existují místa s dobrou a zničenou kvalitou	Nedostatečná
odráží stav, který nepřekračuje více než 50 % oblasti (rovnoměrné rozmístění míst)	Uspokojivá-dobrá	Uspokojivá-dobrá	Velmi dobrá	Nedostatečná	Nedostatečná
odráží dopad hot spots	Uspokojivá-dobrá	Nedostatečná	Nedostatečná	Uspokojivá-dobrá	Velmi dobrá
odlehlá hodnota-citlivost	Nedostatečná	Nedostatečná	Velmi dobrá	Dobrá	Nedostatečná
použitelnost pro naměřené hodnoty nižší než KL, DL	nahrazení hodnot nižších než KL/DL náhradními hodnotami může způsobit zkreslení	podíl hodnot nižších než KL/DL <80%: použitelná	podíl hodnot nižších než KL/DL <50 %: použitelná	Pokud KL/DL je nižší než mezní hodnota dobré kvality: použitelná	Velmi dobrá

#### 4.4.2 Hodnocení trendů

U analýzy trendů uvedly členské státy následující metody pro seskupování nezpracovaných výsledků měření:

- nezpracované údaje o koncentracích používá Velká Británie, Německo, Řecko, Francie a Rakousko,
- aritmetický průměr používá Rakousko a Nizozemsko,
- medián ročních mediánů koncentrace naměřených na místech po celém zemi používá Dánsko.

Z toho vyplývá, že kromě Nizozemska, Rakouska a Dánska není analýza trendů založena na prostorovém seskupování údajů. Dánsko používá medián, zatímco Nizozemsko a Rakousko aritmetický průměr.

Dále je nutné poznamenat, že se členské státy speciálně nezabývají zpracováním hodnot pod kvantifikačním/detekčním limitem a zpracováním údajů z nerovnoměrně rozmístěných míst.

Členské státy informovaly o následujících statistických metodách pro zjišťování časových trendů:

- regresní analýza (jednoduchá lineární regrese) se používá v Německu, Řecku, Nizozemsku, Francii a Rakousku,
- neparametrický test trendů založený na Mann-Kendallově testu používá Dánsko,
- regresní metodu po úsecích pro odhad nelineárního trendu koncentrací dusičnanů vytvořila Velká Británie,
- F-test pro srovnání dvou hladin se používá v Řecku.

Některé členské státy nepoužívají metody pro zjišťování časových trendů pravidelně, ale zaměřují své statistické analýzy na prostorové aspekty a hodnocení současného stavu.

Při výběru metody testování statistické významnosti naměřeného trendu je třeba vzít v úvahu několik věcí:

- je metoda relevantní vzhledem k cílům hodnocení,
- jsou předpoklady, na kterých se metoda zakládá, platné,
- je metoda dostatečně silná.



Pokud předpoklady metody zahrnují konkrétní požadavky na rozložení údajů, např. normalitu a homogenitu rozložení chyb, a je nepravděpodobné, že tyto požadavky budou splněny kvůli potenciálním odlehlým hodnotám, je třeba uplatnit ještě jeden požadavek, a to že:

- metoda musí být robustní.

Pro hodnocení trendů relevantnost znamená, že metoda je citlivá na typy změn, které hodnocení sleduje. Ne všechny testy jsou stejně efektivní pro zjišťování všech vzorců změn. U úzce zaměřeného testu může být nevýhodou, pokud se sledují všechny vzorce změn, nebo výhodou, pokud je zaměřen na sledované vzorce. Robustnost v tomto případě znamená stupeň citlivosti co se týče odlehlých hodnot.

Je třeba sledovat následující čtyři seskupení vzorců změn

	Vzorce změn			
	lineární trend	nelineární monotónní	1. vzestupný trend 2. klesající trend	1. klesající trend 2. vzestupný trend
lineární trend (vzestupný či klesající)	x			
monotónní trend (vzestupný či klesající)	x	x		
systematické změny	x	x	x	x
zvrácení trendu			x	x

x...znázorňuje vzorce změn, které pokrývá příslušné seskupení

Každá ze čtyř statistických metod, o kterých členské státy informovaly a které jsou uvedeny výše, splňuje alespoň jednu specifickou funkci a úkol hodnocení trendů. Podrobný popis a hodnocení specifických funkcí analýzy trendů naleznete v Příloze 4.

Následující tabulka přibližně shrnuje charakteristiky testů trendů užívaných v členských státech s ohledem na jejich sílu při zjišťování různých typů vzorců změn a jejich robustnost. Hodnocení je rozděleno na: velmi dobré, dobré, uspokojivé a nedostatečné.

	Síla (za předpokladu normality)				Robustní
	Lineární trend	Monotónní trend	Systematický trend	Zvrácení trendu	
Mann-Kendallův test	Velmi dobrá	Uspokojivá-dobrá	Nedostatečná	Nepoužitelná	Ano
Lineární regrese	Velmi dobrá (trochu lepší než Mann-Kendallův test)	Nedostatečná	Nedostatečná	Nepoužitelná	Ne
Porovnání dvou vzorků (F-test)	Uspokojivá-dobrá	Uspokojivá	Nedostatečná	Nepoužitelná	Ne

## 5 STATISTICKÉ METODY A POSTUPY

Byl vytvořen softwarový nástroj obsahující několik obecně použitelných metod pro seskupování údajů, hodnocení trendů a jejich zvrácení, který byl otestován na poskytnutých testovacích sadách údajů. Získané výsledky byly následně projednány v rámci pracovní skupiny.

Následující kapitoly obsahují stručný popis zkoumaných statistických metod a navrhovaných postupů. Podrobný výklad příslušných statistických metod spolu se vzorovými výpočty lze nalézt v Příloze 4 a v Příloze 6.

Navrhované statistické metody vycházejí z několika ustanovení a konkrétních požadavků shrnutých níže. Při použití jednotlivých statistických metod je nutné vzít v úvahu jistá omezení a požadavky vztahující se na tyto metody.

### 5.1 USTANOVENÍ

Statistické metody byly vypracovány v souladu s následujícími ustanoveními:

- ustanovení Rámcové směrnice (viz kapitola 3),
- smluvní ustanovení,
- požadavky na statistické postupy a monitorovací síť odsouhlasené pracovní skupinou,
- přihlídnutí ke statistickým metodám používaným v jednotlivých členských státech.

Nejdůležitějším východiskem při vypracování statistických metod byla ustanovení Rámcové směrnice. Seskupené údaje o kvalitě podzemních vod jsou potřebné v následujících fázích implementace Rámcové směrnice:

- identifikace útvarů podzemní vody jako rizikových z hlediska nesplnění cílů stanovených čl. 4 na základě údajů ze situačního monitoringu,
- postup hodnocení stavu vodního útvaru (dle cílů projektu) a/nebo identifikace útvaru jako rizikového z hlediska nesplnění cílů stanovených čl. 4 na základě údajů z operačního monitoringu,
- hodnocení trendů (zvrácení trendů),
- definice výchozího bodu pro hodnocení trendů.

Identifikace dlouhodobých antropogenně vyvolaných vzestupných trendů a zvrácení těchto trendů je zmiňována v Příloze V a čl. 4 Rámcové směrnice (viz kapitola 3).

### 5.2 POŽADAVKY

#### 5.2.1 Požadavky na statistické zpracování

Pracovní skupina se shodla na následujících obecných požadavcích ohledně statistických metod užívaných pro seskupování údajů a hodnocení trendů:

- statistická správnost,
- pragmatické řešení,
- ustanovení jediné metody (vhodné pro malé i velké útvary podzemní vody i pro jejich skupiny jakož i pro malé útvary podzemní vody s malým počtem míst odběru vzorků),

- použitelnost pro všechny typy parametrů,
- schopnost zohlednit nerovnoměrné rozložení znečištění způsobeného místními nebo difúzními zdroji, které je zjištěno v některých místech útvaru podzemní vody vykazujících vyšší koncentrace znečišťujících látek než zbytek útvaru.

Pro účely hodnocení trendů a jejich zvrácení bylo nutno dodržet především tyto konkrétní požadavky:

- rozšiřitelnost metody o případné upravující faktory,
- dostatečná schopnost zachycení trendů/zvrácení trendů,
- robustnost byla považována za méně důležitou než síla a rozšiřitelnost (za ověření údajů budou odpovídat členské státy).

### 5.2.2 Požadavky na monitorovací síť

Výchozím předpokladem pro stanovení monitorovací sítě útvarů podzemních vod je definice útvarů podzemních vod, jejich dílčích částí a skupin. Navržená monitorovací síť musí být homogenní, aby byla zaručena prostorová reprezentativnost. Z požadavku homogenity také vyplývá, že nesmí existovat žádné lokální nahromadění míst pro odběr vzorků. Dále je také důležitá reprezentativnost s ohledem na antropogenní a přírodní faktory.

Pro účely hodnocení homogenity monitorovací sítě byla v rámci projektu stanovena kritéria – viz kapitoly 5.3.1 a 5.4.1.

### 5.2.3 Požadavky na monitorování

Velká důležitost je přikládána postupům při odběru vzorků, neboť použitím vhodné vzorkovací strategie se lze vyhnout velkému zkreslení. Vhodnou volbou postupu při odběru vzorků lze tedy zvýšit i kvalitu získaných údajů. Konkrétně byly zdůrazněny následující aspekty:

- Důležitost kontinuity ve vztahu k monitorovaným místům odběru vzorků. Místa odběru vzorků by měla být měněna co nejméně. V případě změn monitorovacích stanic je nutné zajistit, aby příslušné změny neměly dopad na výsledek hodnocení.
- V časových řadách mohou některé pozorované hodnoty chybět, neměly by však chybět dvě nebo více po sobě následujících hodnot, neboť by tak mohla vzniknout systematická chyba způsobená extrapolací.
- Vzorky by měly být odebírány v určitém ročním období, aby tak bylo vyloučeno zkreslení způsobené sezónními vlivy. Zvláště v případě měření prováděných jednou ročně je nutné zajistit, aby měření byla prováděna vždy ve stejném čtvrtletí nebo v určitém období v roce. Toto opatření má zamezit vysoké náhodné odchylce, která snižuje vypovídací schopnost analýz trendů.
- Četnost odběru vzorků by měla odrážet přirozené podmínky a dynamiku útvaru podzemních vod.

### 5.2.4 Požadavky na zajištění kvality

Samotná metoda vzorkování a chemická analýza by měly zajistit kontinuitu výsledků. Je nutné dodržet odpovídající standardy. Byla také zdůrazněna důležitost náležitého zpracování vzorků – např. skladování vzorků, filtrace – ano či ne, bezprostředně nebo v laboratoři, typ filtrace atd. V zájmu zajištění srovnatelnosti výsledků je důležité zaznamenat použité analytické metody. V případě několika skupin látek jsou pro zajištění spolehlivých výchozích údajů pro hodnocení zásadně důležitá ustanovení týkající se kvantifikačního a detekčního limitu.

## 5.3 UVAŽOVANÉ METODY

Následující kapitoly popisují **všechny metody uvažované** pro hodnocení sítě, zpracování kvantifikačního limitu (KL) a detekčního limitu (DL), seskupování údajů, hodnocení trendů nebo jejich zvrácení, a to s ohledem na použitelnost, interpretovatelnost a některé statistické vlastnosti těchto metod. Všechny uváděné metody byly testovány, byly vypracovány konkrétní příklady jejich použití a získané výsledky byly projednány v rámci pracovní skupiny. Na základě tohoto postupu byl navržen postup pro seskupování údajů a pro hodnocení trendů (zvrácení trendů) (viz kapitola 5.5).

### 5.3.1 Kritéria týkající se sítě

Pracovní skupina se shodla na tom, že homogenita sítě (odrážející prostorovou reprezentativnost) je základním požadavkem, jehož splnění je nutno zajistit, aby mohlo být provedeno spolehlivé statistické hodnocení v souladu s požadavky Rámcové směrnice. Pokud je útvar podzemní vody hydrogeologicky heterogenní a pokud nelze vytvořit prostorově homogenní monitorovací síť, je nutné vypracovat spolehlivé monitorování, které bude z hydrogeologického hlediska reprezentativní.

Bylo vypracováno a přezkoumáno několik kritérií, pomocí nichž lze homogenitu sítě hodnotit:

- rovnoměrné rozdělení míst odběru vzorků po celém vodním útvaru,
- žádné místní nahromadění míst odběru vzorků,
- část útvaru podzemní vody zastupovaná každým z míst by měla být téměř konstantní (1/n).

#### Uvažované indexy reprezentativnosti

**R<sub>1</sub>** Minimální vzdálenost mezi kterýmikoliv dvěma místy vyjádřená jako procentuální část minimální vzdálenosti v optimální síti:

- velmi závisí na lokálním nahromadění míst,
- hodnotu ukazatele lze snadno zlepšit snížením počtu míst odběru vzorků, čímž jsou zvýhodněny sítě s malým počtem odběrových míst.

**R<sub>2</sub>** 10% percentilu vzdáleností mezi kterýmikoliv místy vyjádřenými jako procentuální část minimální vzdálenosti v optimální síti:

- méně závislý na místním nahromadění míst, ale stále zvýhodňuje sítě s malým počtem odběrových míst,
- ukazatel není dostatečně citlivý na „díry“ v síti (díry nejsou měřeny, pouze vzdálenosti mezi místy).

**R<sub>3</sub>** Maximální váha krigingu vyjádřená jako procentuální část váhy krigingu v případě optimální sítě s konstantními váhami (inverzní reprezentace):

- odráží charakteristiku sítě pouze lokálně (v místě s maximální vahou).

**R<sub>4</sub>** Relativní směrodatná odchylka vah krigingu:

- odráží charakteristiku sítě poměrně věrně, ovšem opomíjí díry v síti,
- tento ukazatel je relevantní pouze v případě, kdy rozsah prostorové korelace je větší než vzdálenosti mezi místy: Síť s nízkou hustotou míst odběru vzorků jsou hodnoceny lépe než síť s vysokou hustotou odběrových míst (jinými slovy: v případě sítě s nízkou hustotou odběrových míst není rozvržení sítě důležité). I v tomto případě jsou tedy zvýhodněny sítě s malým počtem míst odběru vzorků.

**R<sub>U</sub>** Průměrná minimální vzdálenost mezi kteroukoli lokalitou v oblasti a nejbližším místem odběru vzorků vyjádřená jako procentuální část průměrné vzdálenosti v optimální síti (inverzní prezentace):

- $R_u$  ve vysoké míře koreluje s  $R_4$ , přitom však nezvýhodňuje malé sítě a řádně zohledňuje díry v síti.

### 5.3.2 Hodnoty KL a DL

Pro hodnoty KL a DL platí následující definice: KL označuje „kvantifikační limit“, neboli „limit determinace“, a DL označuje „detekční limit“. Obecně platí, že hodnota DL je nižší než hodnota KL a v závislosti na analytických metodách a standardních provozních postupech mohou být v jednotlivých členských státech uplatněny tři odlišné scénáře:

- Naměřené hodnoty nižší než KL nejsou kvantitativně vykazovány a není vykazován ani DL: všechna výpočtová schémata v tomto projektu se řídí tímto scénářem.
- Naměřené hodnoty nižší než KL nejsou kvantitativně vykazovány, je však podána zpráva, zda hodnoty  $<KL$  jsou vyšší nebo nižší než DL: Tento postup nebyl do výpočtových schémat zahrnut, neboť takovéto údaje žádný z partnerů neuváděl. Důrazně se však doporučuje v tomto smyslu výpočtová schémata rozšířit. Tato úprava by umožnila výrazně snížit systematickou chybu způsobenou měřeními s hodnotou  $<KL$ .
- O všech měřeních s hodnotou vyšší než DL je vypracována kvantitativní zpráva: V tomto případě je možno ve všech výpočtových schématech nahradit „KL“ hodnotou „DL“, tj. při hodnotách nižších než DL je možno údaje zpracovávat stejným způsobem jako údaje nižší než KL.

V rámci zprávy se předpokládá, že měření s hodnotou nižší než KL nejsou jako kvantitativní číselné údaje k dispozici. Všechny výroky však zůstávají v platnosti, i pokud bude KL nahrazen DL.

Poznámka: Ze statistického hlediska je možno vzít v úvahu naměřené hodnoty nižší než KL, neboť hodnocení nevychází z jednotlivých naměřených hodnot (na něž se zaměřuje KL), nýbrž ze seskupených údajů. Pokud by všechna měření s hodnotou přesahující DL byla k dispozici jako kvantitativní číselné údaje a pokud by tyto údaje byly zpracovávány jako řádné naměřené hodnoty, kvalita hodnocení by se dokonce zlepšila. Z praktických a administrativních důvodů však může být vhodnější poskytovat naměřené hodnoty pouze v případě, že překročí KL.

V některých případech nejsou hodnoty měření nižší než KL známy kvantitativně, je však známo, zda překračují nebo nepřekračují DL. Bylo by užitečné uvést ve zprávě také tuto informaci.

Informace o DL v současné době není ovšem v členských státech k dispozici. Vzhledem k tomu, že jsou k dispozici pouze informace týkající se KL, týkají se všechny následující úvahy v rámci projektu zpracování hodnot KL. Uváděný koncept lze však upravit, pokud budou ve zprávách předkládány i hodnoty DL.

V případě zpracování měření „nižších než KL“ je uplatňován tzv. minimaxový přístup (minimalizace maximálního rizika). Bylo přezkoumáno několik odlišných procentuálních hodnot pro náhradu měření s hodnotou pod KL, pro které byly také vypočteny systematické chyby. Procentuální podíly se pohybují od nahrazení „0“ až po nahrazení hodnotou odpovídající KL (tj. rozmezí 0 %–100 %).

Výpočty založené na testovacích sadách údajů ukázaly, že v případě několika parametrů je detailní hodnocení těžko proveditelné vzhledem k vysokému podílu hodnot nižších než KL a/nebo relativně vysokým KL ve srovnání s mezní hodnotou (MH). Tento problém se vyskytoval zvláště v případě pesticidů a také u několika dalších parametrů. V rámci projektu byl zvažován maximální dopad hodnot „nižších než KL“ na aritmetický průměr a dále také chování limitu spolehlivosti.

Vzhledem k tomu, že se hodnoty KL mohou během času měnit, není konzistentní zpracování hodnot požadováno. To je zvláště důležité s ohledem na hodnocení trendů (zvrácení trendů). Podrobná hodnocení, otázky ke zvažení a příklady lze nalézt v Příloze 4.

Diskuse ukázala, že existuje naléhavá potřeba poskytnout dostatečné množství informací týkajících se KL a DL. Tento požadavek bude nutné zohlednit při definování požadavků na monitorování a analytické postupy. (viz kapitola 7)

### 5.3.3 Seskupování údajů

Obecně se postup pro seskupování údajů sestává z regularizace údajů naměřených na každém místě odběru vzorků a z prostorového seskupení regularizovaných údajů pro útvar podzemní vody nebo dílčí útvar podzemní vody.

Na základě předpokladu, že hodnocení chemického stavu útvaru podzemní vody by mělo vycházet z ročních aritmetických průměrů hodnot pro každé místo, byly přezkoumány následující metody. (Klasifikace metod viz kapitola 4.4.1. Hodnocení metod je rozděleno na velmi dobré, dobré, uspokojivé a nedostatečné):

#### Regularizace

Pro každé místo bude vypočten aritmetický průměr naměřených koncentrací. Toto ustanovení týkající se stanovování chemického stavu podzemních vod (v souladu s cíli projektu – viz 2.3) je definováno v oddílu 2.4.5 Přílohy V Rámcové směrnice.

V případě hodnot nižších než KL byla použita metoda nahrazení vycházející z vypočtené minimální a maximální hodnoty.

#### Kvantily (medián, 70% percentilu)

Kvantily (50%, 70%, 90%) představují koncentraci, která není překročena ve více než x % (50 %, 70 %, 90 %) stanic (oblasti – v případě rovnoměrného rozdělení míst).

Zachycení celkového stavu útvaru podzemní vody pomocí kvantilů je uspokojivé až dobré, pokud je variační koeficient nižší než 80 %, ovšem kvantily nezachycují odlehlé hodnoty ani vliv nerovnoměrného rozložení znečištění způsobeného místními nebo difúzními zdroji, které lze zjistit v některých místech útvaru podzemní vody vykazujících vyšší koncentrace než zbytek útvaru.

Metodologie založená na kvantilech vyžaduje k zajištění statisticky spolehlivých výsledků nejméně 10 odběrových míst. Bylo upozorněno na skutečnost, že v několika zemích existují malé útvary podzemní vody, kde je monitorováno méně než 10 míst a nelze je sloučit vzhledem k odlišným hydrogeologickým podmínkám.

Z těchto důvodů bylo nutné zajistit metodu seskupování údajů vhodnou pro útvary podzemní vody s méně než 10 monitorovacími stanicemi. Proto nebyly metody využívající kvantily dále uvažovány.

#### Aritmetický průměr (AP) a mez spolehlivosti ( $MS_{AP}$ )

Aritmetický průměr odráží celkový stav útvaru podzemní vody velmi dobře a uspokojivě až dobře odráží stav vodního útvaru, kde nejsou hodnoty překročeny na více než 50 % rozlohy (v případě rovnoměrného rozdělení míst). Citlivost aritmetického průměru na odlehlé hodnoty je nedostatečná a zachycení vlivu nerovnoměrného rozložení znečištění způsobeného lokálními nebo difúzními zdroji, které lze zjistit v některých místech útvaru podzemní vody vykazujících vyšší koncentrace než zbytek útvaru, je uspokojivé až dobré. Nahrazení hodnot nižších než KL substitučními hodnotami může vnést jisté zkreslení.

Meze spolehlivosti průměrné hodnoty představují odhad intervalu, v němž se vyskytuje průměrná hodnota. Namísto jedné odhadované průměrné hodnoty poskytuje interval spolehlivosti horní a dolní mez hodnoty průměru. Intervalový odhad uvádí, do jaké míry je odhad skutečné průměrné hodnoty spolehlivý. Čím je daný interval užší, tím je odhad přesnější.

Splnění podmínek dobrého chemického stavu útvaru podzemní vody pro danou hladinu spolehlivosti lze prokázat statistickým testem nulové hypotézy.

- $H_0$ : „Stav útvaru podzemní vody není dobrý, tj. skutečná průměrná hodnota přesahuje mezní hodnotu.“

a alternativní hypotézy

- $H_1$ : „Stav útvaru podzemní vody je dobrý, tj. skutečná průměrná hodnota nedosahuje mezní hodnoty.“

Hypotézu  $H_1$  můžeme považovat za statisticky prokázanou při hladině významnosti  $\alpha/2$ , pokud je odpovídající horní mez spolehlivosti při hladině spolehlivosti  $(1-\alpha)$  (tj. 95 %) pod mezní hodnotou. Hodnota  $\alpha$  označuje pravděpodobnost chybného posouzení jako dobrý stav (ačkoliv skutečná, neznámá průměrná hodnota přesahuje mezní hodnotu); hodnota  $\alpha$  se může pro různé parametry lišit<sup>2</sup>.

Mez spolehlivosti klesá s rostoucím počtem stanic v rámci útvaru podzemní vody a s klesající proměnlivostí hodnot koncentrace.

MS lze použít i v případě, že se v útvaru podzemní vody nacházejí 3 stanice, neboť je automaticky brána v úvahu požadovaná hladina spolehlivosti. V případě AP nebo percentil by byl minimální statisticky vyžadovaný počet 10 stanic. Z těchto důvodů se pracovní skupina rozhodla používat MS. Obecně platí, že při 3 stanicích je MS vyšší než při 10 stanicích, ovšem za předpokladu (ve skutečnosti nepodloženého) normálního rozložení a nepřilíš velké proměnlivosti koncentrace je stále možné dosáhnout pozitivních výsledků i při tomto počtu. Další informace o předpokladu normálního rozložení naleznete v Příloze 4.

Užití MS umožňuje snížit počet stanic v útvarech podzemní vody vykazujících hodnoty hluboko pod mezní hodnotou a prosazuje zřízení vyššího počtu stanic na útvarech podzemní vody s hodnotami blízko mezní hodnotě, čímž umožňuje efektivní vynaložení prostředků na analýzu.

#### **Vážený aritmetický průměr (vAP) a mez spolehlivosti( $MS_{vAP}$ )**

Vážený aritmetický průměr (vAP) byl zaveden pro útvary podzemní vody, které lze rozdělit do dílčích útvarů. Tento ukazatel bere v úvahu podíl jednotlivých dílčích útvarů a jimi vykazované aritmetické průměry.

V zájmu zajištění konzistence s AP je výpočet  $MS_{vAP}$  prováděn na základě stejného modelu jako výpočet  $MS_{AP}$ , tj. veškerá měření jsou považována za stochasticky nezávislá s identickým rozdělením (v případě rovnoměrného rozdělení míst by se při použití AP a vAP od sebe výsledky navzájem neměly lišit). Kromě toho by neměl být používán jednocestný model náhodného efektu, neboť definice dílčích útvarů není nezávislá na naměřených údajích. Z tohoto důvodu tedy nepředpokládáme jakoukoliv prostorovou korelaci a za tohoto předpokladu nám výpočet poskytuje odhad horní meze spolehlivosti. Pokud je rozdělení míst rovnoměrné, výpočet ukáže, že  $MS_{vAP} = MS_{AP}$ .

Teoretické úvahy týkající se odvození meze spolehlivosti pro vAP zahrnují model 0 (bez vlivu dílčích útvarů), model I (pevné vlivy) a model II (náhodné vlivy), jak jsou prezentovány v Příloze 5.

#### **Krigingový průměr (KP) a mez spolehlivosti( $MS_{KP}$ )**

Krigingový průměr vyjadřuje průměrnou koncentraci v oblasti útvaru podzemní vody, přičemž v sobě obsahuje korekci zohledňující heterogenní rozdělení stanic.

Je nutné jednoznačně uvést, že výpočet krigingového průměru je používán jako nástroj pro výpočet **váženého průměru** a jemu odpovídající **MS95**. Tento způsob výpočtu **prostorové průměrné hodnoty** nelze považovat za nástroj pro modelování regionální úrovně koncentrace znečišťujících látek v útvaru podzemní vody.

---

<sup>2</sup> Je třeba uvést, že vzhledem k odchylkám od normálního rozdělení může být skutečná pravděpodobnost toho, že stav vodního útvaru posoudíme chybně, o něco vyšší než  $\alpha/2$ . V uváděných příkladech je hladina spolehlivosti 95 % a formální hladina významnosti pro jednostranný test je tedy 2,5 %. Toto zaručuje, že vlastní pravděpodobnost špatného posouzení stavu bude ve většině případů nižší než 5 %, dokonce i v případě výrazných odchylek od normálního rozdělení.

Krigování zohledňuje prostorovou strukturu údajů o kvalitě útvaru podzemní vody a do jisté míry také vliv faktorů ovlivňujících úroveň koncentrace v rámci jisté oblasti ovlivněné např. užíváním území, hydrogeologickými podmínkami atd., pokud mezi těmito faktory existuje prostorová korelace.

V případě, že mezi těmito faktory žádná prostorová korelace neexistuje, budou výsledky krigování podobné výsledkům získaným výpočtem aritmetického průměru. Obecně se rozdíl mezi krigingovým průměrem a aritmetickým průměrem snižuje, pokud je monitorovací síť rozvržena homogenně a je reprezentativní z hlediska vlivů lidské činnosti a environmentálních podmínek.

Rozšíření modelu tak, aby explicitně zahrnoval hydrogeologické informace atd., by vyžadovalo mnohem komplikovanější statistické algoritmy, což by neumožňovalo splnit cíl projektu vypracovat pragmatické řešení, které by bylo použitelné celoevropsky. Případné rozhodnutí o tom, zda provádět podrobnější hodnocení, je však ponecháváno na jednotlivých členských státech.

Metoda krigování a její výhody byly ukázány na řadě příkladů. Bylo ukázáno především přidělování menší váhy shlukům stanic a přidělování větší váhy osamoceným stanicím. Bylo zdůrazněno, že v případech rovnoměrného rozdělení míst nebo v případě neexistence prostorové autokorelace existuje těsný vztah mezi aritmetickým průměrem a krigingovým průměrem.

Krigingovou analýzu je možné použít také pro výpočet horní meze spolehlivosti krigingového průměru a 70% percentilu.

#### **Přístup využívající maximální pravděpodobnost (MP) na základě censurovaného logaritmicko normálního rozdělení**

Výhoda přístupu využívajícího maximální pravděpodobnost (MP) spočívá v použitelnosti tohoto přístupu v případě, kdy je podíl naměřených hodnot nižších než KL velmi vysoký. Především v případě parametrů, jako jsou pesticidy nebo chlorované uhlovodíky, může být podíl hodnot „nižších než“ poměrně vysoký. Přístup využívající MP napravuje zkrácení vnesené měřeními „nižší než“, přičemž vychází z předpokladu logaritmicko normálního rozdělení. Tento přístup je možné použít ke získání odhadu průměrné hodnoty i k odhadu 70% percentilu.

Na příkladech i teoretických úvahách však bylo ukázáno, že použití tohoto postupu může vést ke vzniku uměle vnesených odlehlých hodnot, pokud rozdělení údajů není logaritmicko normální. Problémy se vyskytují především v případech, kdy se pod KL nachází více než 80 % hodnot a v případě vysoké proměnlivosti numerických hodnot (která vede k velmi vysoké proměnlivosti parametrů MP). Vzhledem k tomu, že takovýto případ při zpracování testovacích sad údajů nastával často, bylo rozhodnuto, že použití této metodologie nebude dále zvažováno.

#### **Procentuální podíl míst s dobrou kvalitou**

Metoda založená na procentuálním podílu míst s dobrou kvalitou odráží celkový stav útvaru podzemní vody uspokojivě až dobře, pokud se v útvaru vyskytují místa s dobrou a se zničenou kvalitou. Pokud je stav útvaru takový, že mezní hodnoty nejsou překročeny na více než 50 % rozlohy útvaru (v případě rovnoměrného rozložení monitorovacích míst), je stav útvaru touto metodou zachycen neuspokojivě. Citlivost této metody na odlehlé hodnoty je dobrá a zachycení vlivů nerovnoměrného rozložení znečištění způsobeného místními nebo difúzními zdroji, které je zjištěno v některých místech útvaru podzemní vody vykazujících vyšší koncentrace znečišťujících látek než zbytek útvaru, je uspokojivé až dobré. Použitelnost metody v případě naměřených hodnot nižších než KL závisí na mezní hodnotě. Metoda procentuálního podílu míst s dobrou kvalitou je použitelná, pokud se hodnoty KL nacházejí pod mezní hodnotou stanovenou pro klasifikaci stavu útvaru jako dobrý.

#### **Minimum, maximum**

Minimum a maximum velmi dobře zachycuje vlivy nerovnoměrného rozdělení znečištění způsobeného místními nebo difúzními zdroji, které je zjištěno v některých místech útvaru podzemní vody vykazujících vyšší koncentrace znečišťujících látek než zbytek útvaru, a použitelnost této metody v případě naměřených hodnot nižších než KL je velmi dobrá. Minimální a maximální hodnoty



neuspokojivě zachycují celkový stav útvaru podzemní vody a tato metoda také neuspokojivě zachycuje situaci, kdy je stav útvaru takový, že mezní hodnoty nejsou překročeny na více než 50 % rozlohy útvaru. Kromě toho tato metoda není citlivá na odlehlé hodnoty.

### 5.3.4 Hodnocení trendů

Jak bylo uvedeno již na začátku této kapitoly, byly dodatečně zvažovány také následující požadavky na statistické postupy týkající se výběru metody pro hodnocení trendů:

- použitelnost pro všechny typy parametrů,
- rozšiřitelnost metody o případné upravující faktory,
- dostatečná schopnost zachycení trendů/zvrácení trendů,
- robustnost byla považována za méně důležitou než síla a rozšiřitelnost (za ověření údajů budou odpovídat členské státy).

V průběhu diskuse byla zdůrazněna nutnost upřednostňovat pragmatický přístup, který bude možno uplatnit v odlišných administrativních systémech, neboť jinak by doporučený způsob nemusel být členskými státy v dostatečné míře přijat. To by mohlo vést ke vzniku odlišných metod užívaných v jednotlivých evropských státech, přičemž získané výsledky a hodnocení by nemusely být navzájem srovnatelné.

Cílem projektu nebylo nabídnout nástroje sloužící k výpočtu vztahů příčiny a důsledku. Volba těchto nástrojů bude ponechána na členských státech. Použitý model pro výpočet trendů by měl umožňovat rozšíření o dodatečné upravující faktory jako např. srážky, výška vodní hladiny, aplikace dusíku atd.

Síla metody pro hodnocení trendu vyjadřuje pravděpodobnost, s jakou je metoda schopna trend detekovat. Tato síla závisí na intenzitě trendu, metodě detekce, hladině významnosti, náhodné meziroční proměnlivosti údajů a délce časových řad.

Obecný postup metody hodnocení trendu a metody hodnocení zvrácení trendu vychází ze stejných postupů, jaké jsou užívané při seskupování údajů (regularizace a prostorové seskupení – viz kapitola 5.3.3).

Za předpokladu, že jakákoli analýza trendů by měla vycházet z údajů shromážděných z celého útvaru podzemní vody, byly diskutovány následující metody:

#### Regularizace

Pro každé místo odběru vzorků je nutné zajistit časovou regularizaci naměřených hodnot, aby bylo možno získat údaje o:

- čtvrtletní,
- půlroční nebo
- roční koncentraci.

Pro každé místo bude vypočten aritmetický průměr naměřených koncentrací. V případě, že pro každé z uvedených období existuje pouze jedna naměřená hodnota, znamená časové seskupení jednoduše přiřazení nezpracovaných údajů odpovídajícímu časovému období.

Naměřené hodnoty nižší než KL budou nahrazeny pevně stanovenou procentuální částí KL, obvykle 50 %. Vzhledem k tomu, že se hodnota KL může během času měnit, je nutné zpracovávat naměřené hodnoty nižší než KL konzistentním způsobem, aby tak byl vyloučen vznik uměle vneseného trendu.

#### Prostorové seskupení

Postup pro hodnocení trendu bude vycházet ze stejné metodologie seskupování jako v případě hodnocení kvalitativního stavu. Hodnocení trendu bude prováděno s užitím průměrných hodnot, ovšem bez užití mezí spolehlivosti.

## Metody odhadu trendů

### Theilovy gradienty (v případě lineárního trendu)

Metoda Theilova gradientu je neparametrická metoda odhadu odolná vůči odlehlým hodnotám. V případě nelineárního trendu ji ovšem nelze použít.

### Lineární a kvadratická regrese

Klasický postup hodnocení trendů spočívá v použití lineárního nebo kvadratického regresního modelu. Tento postup však není dostatečně flexibilní vzhledem k tvaru trendové křivky.

### Metoda LOESS smoother

Metoda LOESS smoother aplikuje metodu lineární regrese pouze lokálně a je vzhledem k tvaru trendové křivky mnohem flexibilnější.

## Testování trendů

### Mann-Kendallův test

Široce užívaný Mann-Kendallův test je neparametrickou metodou pro detekci trendů. Tato metoda je odolná vůči odlehlým hodnotám, je však použitelná pouze v případě monotónních trendů.

### Test ANOVA založený na metodě LOESS smoother

Test ANOVA (ANalysis Of Variance – analýza odchyly) založený na metodě LOESS smoother je lineární metodou, která je méně odolná vůči odlehlým hodnotám, ovšem umožňuje zkoumat monotónní i nemonotónní trendy.

Z hlediska rozšiřitelnosti a síly vykazují lineární metody (založené na lineárním modelu) lepší výsledky než neparametrické metody založené na Mann-Kendallově testu.

## 5.3.5 Hodnocení zvrácení trendů

### Mann-Kendallův test aplikovaný na následné rozdíly

Aplikování Mann-Kendallova testu na následné rozdíly umožňuje posoudit, zda lze v gradientu křivky vysledovat nějaký výrazný trend. Pokud je takový trend v gradientu křivky zjištěn, je možno usuzovat na zvrácení v trendu, i když se v původních údajích žádný trend nevyskytoval. Ukázalo se však, že síla této metody, tj. její citlivost při detekování zvrácení trendu, je neuspokojivá.

### Test kvadratické složky trendu založený na modelu kvadratické regrese

Klasický postup detekce zvrácení trendu spočívá v tom, že se naměřenými údaji proloží křivka metodou kvadratické regrese a zjistí se, zda proložená křivka dosahuje maxima a zda toto maximum leží ve zkoumaném časovém intervalu. Vzorové výpočty však ukazují, že tato metoda není dostatečně flexibilní s ohledem na typ trendu a není dostatečně citlivá na to, aby trend zachytila.

### Test dvou úseků (založený na lineárním modelu uplatněném na dva úseky)

Model dvou úseků je lineární metodou, která je založená na aplikaci modelu lineární regrese na lineární trend s jedním zlomem v daném intervalu. Tento test byl odvozen ze zobecněné teorie lineární regrese. Výhoda tohoto testu spočívá v jeho snadné interpretovatelnosti, flexibilitě a vysoké citlivosti při detekování zvrácení trendu. Podrobné informace jsou uvedeny v Příloze.

## 5.4 NAVRHOVANÉ METODY A POSTUP

### 5.4.1 Monitorovací síť

Vzhledem k navrhovanému použití horní meze spolehlivosti průměrné hodnoty je minimální počet míst pro odběr vzorků na útvar podzemní vody 3. V případě dílčích útvarů navrhujeme monitorovat alespoň 1 místo na dílčí útvar. Pokud je však počet dílčích útvarů s ohledem na dostupné prostředky na analýzu příliš vysoký, měly by být monitorované dílčí útvary vybrány skutečně náhodným výběrem. Postup, jakým byl náhodný výběr proveden, by měl být dostatečně zdokumentován.

#### Sítové kritérium

Pracovní skupina se shodla na tom, že homogenita (odrážející prostorovou reprezentativnost) sítě je základním předpokladem spolehlivého statistického hodnocení v souladu s požadavky Rámcové směrnice, a měla by být tedy zajištěna.

Jakožto nástroj hodnocení homogenity sítě byl vypracován index reprezentativnosti. Jistý stupeň homogenity sítě je statistickým předpokladem, jehož splnění je vyžadováno pro navrhované použití aritmetického průměru jako metody pro seskupování údajů.

Pro posouzení homogenity monitorovací sítě, tj. homogenního pokrytí celé plochy útvaru podzemní vody, je nutno vypočítat minimální vzdálenost mezi kterýmkoli místem v daném útvaru a nejbližším místem odběru vzorků a vyjádřit tuto vzdálenost jako procentuální část průměrné minimální vzdálenosti v případě optimální sítě. Pro teoretickou síť s optimálním trojúhelníkovým rozložením míst je index reprezentativnosti roven 100 %. Pro neoptimální (méně homogenní) síť se hodnota indexu bude snižovat. Aby síť mohla být považována za homogenní, musí index reprezentativnosti dosahovat hodnoty 80 % nebo vyšší. Hodnota 80 % vyjadřuje, že průměrná minimální vzdálenost je o 25 % větší, než jaká by byla v případě optimální sítě.

Navrhovaný algoritmus je také použitelný pro útvary podzemní vody s velmi malým počtem míst odběru vzorků a s protáhlým tvarem.

Ze statistického hlediska je navrhováno dosáhnout hodnoty indexu nejméně 80 %, neboť při hodnotách nižších než 80 % může být odhadovaná prostorová průměrná hodnota zatížena velkou systematickou chybou. Bylo uvedeno, že mezní hodnota 80 % je kompromisem, který umožní na jedné straně provádět spolehlivé odhady a na druhou stranu zohlednit praktická hlediska.

Pokud je útvar podzemní vody **hydrogeologicky heterogenní** a pokud není vytvoření prostorově homogenní monitorovací sítě proveditelné nebo smysluplné, je nutné vypracovat takový způsob monitorování, který bude hydrogeologicky reprezentativní a prostorová průměrná hodnota by měla být stanovena odhadem s přiřazením stejných vah jednotlivým místům (AP).

#### Minimální počet míst

- $\geq 3$  místa na útvar podzemní vody
- $\geq 1$  místo na dílčí útvar

#### Sítové kritérium

- Index reprezentativnosti  $\geq 80$  %

### 5.4.2 Zpracování hodnot KL

V případě zpracování měření „nižších než KL“ je uplatňován tzv. minimaxový přístup (minimalizace maximálního rizika): V zájmu eliminace uměle vnesených trendů nebo velké systematické chyby se doporučuje hodnotit chemický stav a provádět výpočet trendů na základě AP50 (50 znamená, že hodnoty menší než KL jsou nahrazeny hodnotou ve výši 50 % KL), pokud  $AP0/AP100 \geq 0,6$ . Za těchto podmínek maximální systematická chyba nepřekračuje 25 %. Pokud je k dispozici mezní hodnota (MH), KL by neměl přesahovat 60 % MH.

V případě **hodnocení rizik** je navrhované pravidlo takové, že by riziko mělo být hodnoceno (**situační monitoring**) pouze pokud  $AP0/AP100 \geq 0,6$ . Jestliže je však  $AP0/AP100 < 0,6$  a MS95 na základě AP100 je pod 75 % mezní hodnoty, lze předpokládat, že žádné riziko neexistuje. Pokud MS95 stanovená na základě AP100 překračuje 75 % mezní hodnoty, nelze z této skutečnosti učinit žádný závěr a doporučuje se opakovat hodnocení v následujícím roce.

V případě **hodnocení stavu** je navrhované pravidlo takové, že by chemický stav (**provozní monitoring**) měl být hodnocen pouze v případě, pokud  $AP0/AP100 \geq 0,6$ . Jestliže je však  $AP0/AP100 < 0,6$  a MS95 na základě AP100 je nižší, než mezní hodnota, lze předpokládat, že stav daného útvaru je dobrý. Pokud MS95 stanovená na základě AP100 překračuje mezní hodnotu, nelze z této skutečnosti učinit žádný závěr a doporučuje se opakovat hodnocení v následujícím roce.

Obecně platí, že pokud  $AP0/AP100 < 0,6$ , mělo by veškeré hodnocení trendů probíhat na úrovni místa odběru vzorků.

V zájmu eliminace vzniku systematické chyby (vznik uměle vneseného trendu) by měla být analýza trendu prováděna při konstantní  $KL_{max}$ . Všechny naměřené hodnoty (nad nebo pod KL), kde KL překračuje  $KL_{max}$ , by měly být odstraněny. Hodnota  $KL_{max}$  je definována jako největší hodnota KL, která nepřekračuje dvojnásobek mediánu všech KL nebo polovinu mezní hodnoty (pokud je tato hodnota stanovena), tj.  $KL_{max} = \max\{KL; KL \leq 2 * \text{medián}(KL) \text{ nebo } KL \leq 0,5 * MH\}$ . Při výpočtu mediánu hodnot KL se vychází z celé uvažované sady údajů. Veškeré další výpočty trendu je nutno provádět s použitím  $KL_{max}$ , přičemž do výpočtu jsou zahrnovány pouze stanice, kde KL nepřekračuje  $KL_{max}$ .

Dále se analýzu trendů (na základě AP50) doporučuje provádět pouze v případě, pokud je průměrná hodnota podílu  $AP0/AP100$  (vypočteného pro každý rok)  $\geq 0,6$ .

### 5.4.3 Seskupování údajů

Chemický stav útvaru podzemní vody se navrhuje hodnotit, pouze pokud je  $AP0/AP100 \geq 0,6$ . V ostatních případech je možno použít postup popsany v kapitole 5.4.2.

#### Hodnoty KL

- nahrazení hodnot KL hodnotou ve výši 50 % KL
- $AP0/AP100 \geq 0,6$ : hodnocení rizik a stavu bez omezení
- $AP0/AP100 < 0,6$ : je možno vyvozovat pouze omezené závěry!
- průměrná hodnota  $AP0/AP100 \geq 0,6$ , jinak není hodnocení trendu možné
- $KL \leq 60\%$  mezní hodnoty
- analýza trendu s konstantní  $KL_{max}$
- vynechat všechna měření, kde KL překračuje  $KL_{max}$



## Regularizace

Pro každé místo bude vypočten aritmetický průměr naměřených koncentrací. Toto pravidlo týkající se stanovování chemického stavu podzemních vod je definováno v oddílu 2.4.5 Přílohy V Rámcové směrnice.

Naměřené hodnoty nižší než KL jsou nahrazeny 50 % KL.

### Regularizace

- Pro každé místo: aritmetický průměr naměřených koncentrací.
- Nahrazení hodnot KL hodnotou ve výši 50 % KL

## Odhad prostorové průměrné hodnoty s požadovanou hladinou spolehlivosti

Pro výpočet hodnoty prostorového průměru je navrhována pragmatická metoda.

Zvolená metoda seskupování spočívá v zásadě v užití aritmetického průměru (AP) a jeho horní meze 95% spolehlivosti ( $MS_{AP}$ ). Vzhledem k tomu, že za jistých podmínek (závisících na monitorovací síti, charakteristikách útvaru podzemní vody atd.) nelze ze statistického hlediska výpočet AP použít, může být v některých případech nutné provést výpočet váženého aritmetického průměru a jemu odpovídající hodnoty  $MS_{95}$  beroucí v úvahu různé dílčí útvary podzemní vody. V tomto případě je prostorová průměrná hodnota vypočtena jakožto vážený aritmetický průměr ( $vAP$ ) a jemu příslušející  $MS_{vAP}$ . V případě, že  $MS_{95}$  hodnoty ( $vAP$ ) překročí mezní hodnotu, je možné ověřit získaný výsledek odhadem prostorové průměrné hodnoty získané výpočtem aritmetického průměru hodnot vážených pro oblast, kterou zastupuje konkrétní vzorkovací místo (krigingový průměr (KP)), a výpočtem příslušné  $MS_{KP}$ .

V zájmu zajištění požadované hladiny spolehlivosti v případě útvarů podzemní vody, v nichž se nachází pouze malé množství stanic, byl odsouhlasen návrh použít horní mez spolehlivosti (při hladině spolehlivosti alfa ve výši 5 %) (váženého) souhrnného průměru (případně krigingového průměru) namísto průměrných hodnot jako takových. Výpočet MS je prováděn za předpokladu normálního rozdělení (další informace viz Příloha 4).

**Horní mez spolehlivosti** závisí na proměnlivosti hodnot koncentrace v rámci útvaru podzemní vody a na počtu stanic. MS klesá se zvyšujícím se počtem stanic v útvaru podzemní vody nebo s klesající proměnlivostí hodnot koncentrace. Použití MS umožňuje snížit počet stanic v útvarech podzemní vody, kde jsou hodnoty koncentrací hluboko pod mezní hodnotou, a prosazuje zřízení vyššího počtu stanic v útvarech podzemní vody s hodnotami blízkými mezní hodnotě. Do jisté míry tedy závisí rozhodnutí, zda bude MS pod nebo nad mezní hodnotou, na správci monitorování, což umožňuje efektivní přidělování prostředků na analýzu.

### Prostorové seskupování

#### Aritmetický průměr (AP) a $MS_{AP}$

- útvar podzemní vody nebo dílčí útvar podzemní vody hydrogeologicky homogenní a index reprezentativnosti  $\geq 80\%$
- útvar podzemní vody nebo dílčí útvar podzemní vody hydrogeologicky heterogenní a monitorovací síť hydrogeologicky reprezentativní

#### Vážený aritmetický průměr ( $vAP$ ) a $MS_{vAP}$

- útvar podzemní vody se skládá z několika dílčích útvarů

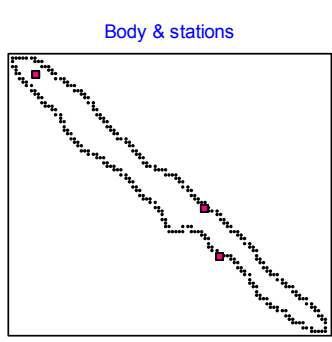
#### Krigingový průměr (KP) a $MS_{KP}$

- alternativní výpočet v případě, že je překročen akční limit

### Příklad

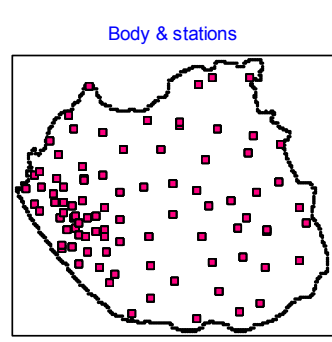
Srovnání výsledků dvou vybraných testů útvarů podzemní vody ilustruje vliv počtu vzorkovacích míst na poměr mezi MS a AP. Jeden útvar podzemní vody je monitorován pomocí 3 míst pro odběr vzorků, druhý pomocí 92 míst. Vzhledem k nízkému počtu míst odběru vzorků v případě útvaru podzemní vody PTA2 je hodnota  $MS_{AP}$  o 40–150 % vyšší než AP. V případě útvaru AT224 je vyšší počet míst důvodem, proč je MS pouhých 10–20 % nad AP.

Útvar podz.v. PTA2  
 Parametr **nitrát**  
 Rozloha (km<sup>2</sup>): 7,7  
 Minimum: 6,20  
 Maximum: 19,00  
 Počet hodnot: 40  
 Počet nahr.: 0  
 Počet míst: 3



Začátek	AP	$MS_{AP}$	$MS_{AP}/AP$
01.01.99	9,96	13,96	1,4
01.04.99	10,38	15,08	1,5
01.07.99	10,28	15,32	1,5
01.10.99	11,69	18,22	1,6
01.01.00	10,50	15,69	1,5
01.04.00	10,13	25,44	2,5
01.07.00	14,87	33,08	2,2

Útvar podz.v. AT224  
 Parametr **nitrát**  
 Rozloha (km<sup>2</sup>): 1018  
 Minimum: 0,062  
 Maximum: 206,00  
 Počet hodnot: 1429  
 Počet nahr.: 85  
 Počet míst: 92



Začátek	AP	$MS_{AP}$	$MS_{AP}/AP$
01.01.95	52,84	61,41	1,2
01.01.96	57,45	65,61	1,1
01.01.97	58,77	67,58	1,1
01.01.98	55,41	63,71	1,1
01.01.99	52,58	59,68	1,1

<i>Body &amp; stations</i>	<i>Útvar a stanice</i>
----------------------------	------------------------

Pro útvar podzemní vody, který lze rozdělit do několika homogenních dílčích útvarů, bude vypočten **vážený aritmetický průměr** (vAP), který zohlední podíl příslušného dílčího útvaru a jemu odpovídajícího AP.

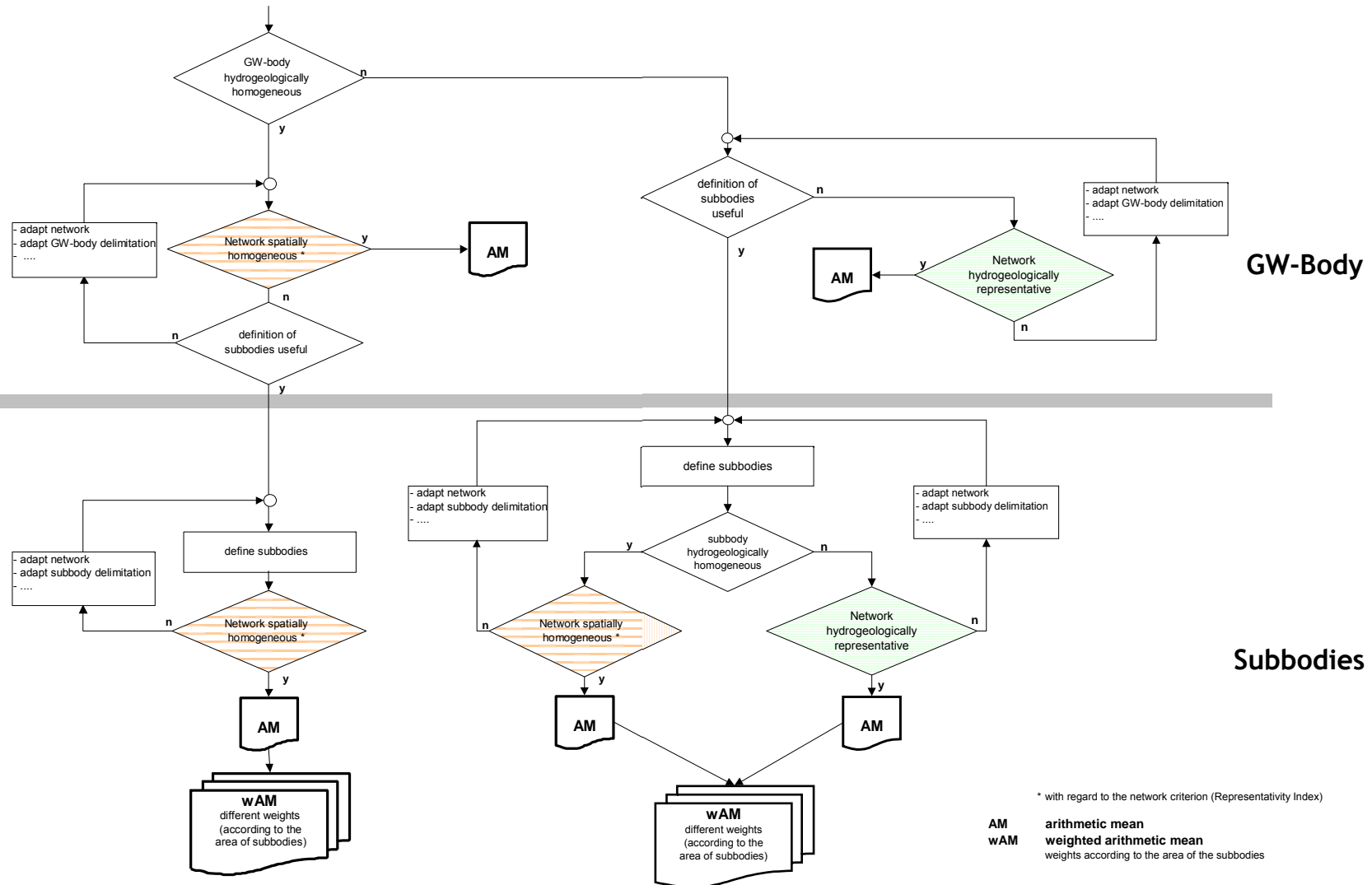
V zájmu zajištění konzistence s AP je výpočet  $MS_{vAP}$  prováděn na základě stejného modelu jako výpočet  $MS_{AP}$ , tj. veškerá měření jsou považována za stochasticky nezávislá s homogenním rozdělením (v případě rovnoměrného rozdělení míst by se při použití AP a vAP od sebe výsledky navzájem neměly lišit). Pokud je rozdělení míst rovnoměrné, jednoduchý výpočet ukáže, že  $MS_{vAP} = MS_{AP}$ .

Mez spolehlivosti AP a vAP nebere v úvahu prostorovou korelaci v rámci útvaru podzemní vody. Při dostatečně rovnoměrném rozdělení míst odběru vzorků je možné zahrnutím prostorové korelace dosáhnout vylepšení statistického modelu, a snížit tak MS. Je však třeba uvést, že výpočet prostorového průměru pomocí metody **krigování** nelze považovat za nástroj pro modelování regionální úrovně koncentrace znečišťujících látek v útvaru podzemní vody. Krigování je užíváno k vyrovnání vlivů nerovnoměrného rozdělení míst odběru vzorků, nelze jej však používat k odhadování hodnot koncentrací v rámci útvaru podzemní vody a k vytváření prostorových map.

### Navrhovaný postup pro odhad prostorové průměrné hodnoty

Navrhovaný postup pro výpočet prostorové průměrné hodnoty je ilustrován na diagramu (viz obr. 2) a lze jej popsat následovně:

- Zkontrolujte, zda se útvar podzemní vody skládá z několika dílčích útvarů s rozdílnými hustotami míst pro odběr vzorků,
  - pokud ne, proveďte, zda monitorovací síť splňuje síťové kritérium (index reprezentativnosti),
  - pokud ano, proveďte, zda monitorovací síť v rámci jednotlivých dílčích útvarů splňuje síťové kritérium.
- Pokud síťové kritérium není monitorovací sítí (sítěmi) splněno, je nutné monitorovací síť odpovídajícím způsobem upravit nebo je nutné útvar podzemní vody rozdělit na dílčí útvary, které kritérium splňovat budou.
- Pokud je útvar podzemní vody nebo dílčí útvar hydrogeologicky heterogenní a pokud není vytvoření prostorově homogenní sítě možné nebo smysluplné, je nutné navrhnout hydrogeologicky reprezentativní monitorovací síť a odhadnout prostorovou průměrnou hodnotu s použitím stejných vah (AP).
- K odhadu prostorové průměrné hodnoty použijte AP nebo vážený AP (v případě několika dílčích útvarů) (pragmatický přístup).
- Pokud je akční limit hodnotou  $MS_{AP}$  překročen, je možné namísto něj vypočítat  $MS_{KP}$  (tato hodnota může být v případě prostorové korelace a vysoké proměnlivosti koncentrací výrazně nižší).



Obrázek 2: Navrhovaný postup pro odhad prostorové průměrné hodnoty s požadovanou spolehlivostí



<i>GW-body hydrogeologically homogeneous</i>	<i>Útvar podzemní vody hydrogeologicky homogenní</i>
<i>Network spatially homogeneous*</i>	<i>Sít' prostorově homogenní*</i>
<i>definition of subbodies useful</i>	<i>definice dílčích útvarů užitečná</i>
- adapt network - adapt GW-body delimitation - ...	- upravte sít' - upravte vymezení útvaru podzemní vody - ...
<i>AM</i>	<i>AP</i>
<i>definition of subbodies useful</i>	<i>definice dílčích útvarů užitečná</i>
<i>network hydrogeologically representative</i>	<i>sít' hydrogeologicky reprezentativní</i>
<i>AM</i>	<i>AP</i>
- adapt network - adapt subbody delimitation - ...	- upravte sít' - upravte vymezení dílčího útvaru podzemní vody - ...
<i>define subbodies</i>	<i>definujte dílčí útvary</i>
<i>Network spatially homogeneous?</i>	<i>Sít' prostorově homogenní?</i>
<i>AM</i>	<i>AP</i>
<i>wAM</i> <i>different weights (according to the area of subbodies)</i>	<i>vAP</i> <i>různé váhy (v závislosti na rozloze dílčích útvarů)</i>
- adapt network - adapt GW-body delimitation - ...	- upravte sít' - upravte vymezení útvaru podzemní vody - ...
<i>define subbodies</i>	<i>definujte dílčí útvary</i>
<i>subbody hydrogeologically homogeneous</i>	<i>dílčí útvar hydrogeologicky homogenní</i>
<i>Network spatially homogeneous?</i>	<i>Sít' prostorově homogenní?</i>
<i>Network hydrogeologically representative</i>	<i>Sít' hydrogeologicky reprezentativní</i>
<i>GW-Body</i>	<i>Útvar podzemní vody</i>
<i>Subbodies</i>	<i>Dílčí útvary</i>
<i>* with regard to the network criterion (Representativity Index)</i>	<i>* vzhledem k síťovému kritériu (indexu reprezentativnosti)</i>
<i>AM arithmetic mean</i>	<i>AP aritmetický průměr</i>
<i>wAM weighted arithmetic mean weights according to the area of the subbodies</i>	<i>vAP vážený aritmetický průměr váhy v závislosti na rozloze dílčích útvarů</i>

Obr. 2: Navrhovaný postup pro odhad prostorového průměru s požadovanou spolehlivostí

#### 5.4.4 Hodnocení trendů

Analýza trendů by měla vycházet z údajů seskupených z celého útvaru podzemní vody (Rámcová směrnice, Příloha V). Seskupování údajů pro účely hodnocení trendů sestává ze stejných postupů (regularizace a prostorové seskupování) jako v případě hodnocení kvalitativního stavu. Je navrhován následující postup:

##### Regularizace

Pro účely hodnocení trendů odpovídají ustanovení týkající se časové regularizace naměřených hodnot seskupování údajů pro účely hodnocení stavu. Dále je možné získat:

- čtvrtletní,
- půlroční, nebo
- roční údaje o koncentraci.

Pro každé místo a pro každé období seskupování bude vypočten aritmetický průměr naměřených koncentrací.

Naměřené hodnoty nižší než KL budou nahrazeny hodnotou ve výši 50 % KL.

Vzhledem k tomu, že se hodnoty KL mohou během času měnit, je nutné zpracovávat naměřené hodnoty (u nichž KL přesahuje daný  $KL_{max}$ ) konzistentním způsobem, aby tak byl vyloučen jev uměle vneseného trendu. Pokyny týkající se výpočtu konstantního  $KL_{max}$  a zpracování naměřených hodnot, u nichž hodnoty KL přesahují minimální požadavky, jsou stanoveny v kapitole 5.4.2.

##### Prostorové seskupování

Postup hodnocení trendů bude vycházet ze stejné metodologie seskupování, jaká je používána pro hodnocení kvalitativního stavu, jak již bylo uvedeno v kapitole 5.4.3.

Hodnocení trendů vychází z průměrné hodnoty, nikoliv z meze spolehlivosti.

Dále je navrhováno, aby analýza trendu (na základě AP50) byla prováděna pouze v případě, že průměr podílu AP0/AP100 (vypočítávaný pro každý rok) je  $\geq 0,6$ .

##### Zobecněný lineární regresní test (test ANOVA) založený na metodě LOESS smoother

Co se týče rozšiřitelnosti a síly, lineární metody (založené na lineárním modelu) vykazují lepší výsledky než neparametrické metody založené na Mann-Kendallově testu, proto jsme se přiklonili k lineárním metodám. Pro hodnocení monotónních trendů byl tedy vybrán obecný test založený na lineární regresi (test ANOVA). Pro hodnocení zvrácení trendů byl potom vzhledem ke své snadné interpretovatelnosti zvolen model dvou úseků.

Hodnocení trendů vychází z průměrné hodnoty, nikoliv z meze spolehlivosti.

##### Regularizace

- pro každé místo: aritmetický průměr údajů o koncentraci.
- čtvrtletní, pololetní nebo roční seskupování
- nahrazení hodnot KL hodnotou ve výši 50 % KL
- analýza trendů s konstantní  $KL_{max}$
- vynechání všech naměřených hodnot, kde KL překračuje  $KL_{max}$

##### Prostorové seskupování

- výpočet dle postupu uvedeného v části popisující seskupování údajů (kapitola 5.4.3)
- průměr podílu AP0/AP100  $\geq 0,6$ , jinak není hodnocení trendu možné

##### Hodnocení trendu

- test ANOVA založený na metodě LOESS smoother
- hodnocení založené na průměrné hodnotě, NE na MS



### Výchozí bod

Bylo považováno za důležité detekovat 30% zvýšení koncentrace znečišťujících látek s 90% nebo vyšší silou. Výchozí bod pro hodnocení trendu je stejný jako v případě provozního monitoringu a zajistí v rámci detekce trendu „funkci včasného varování“. Oba výchozí body jsou definovány následovně: pokud  $MS95 > 75\% MH$ , je útvar podzemní vody identifikován jako rizikový z hlediska nesplnění cílů čl. 4 Rámcové směrnice, a proto je nutné provést provozní monitoring, kterým budou získány spolehlivé údaje pro hodnocení stavu útvaru podzemní vody a pro hodnocení trendu.

#### Výchozí bod

- $MS95 > 75\%$  mezní hodnoty

### Minimální délka časové řady pro detekci vzestupného trendu

Při stanovování minimální délky časových řad pro detekci trendů byly vzaty v úvahu síla metody pro detekci trendu, časový harmonogram pro implementaci Rámcové směrnice, jakož i minimální požadavky týkající se frekvence monitorování, které je nutné provádět nejméně jednou ročně. Vzhledem k tomu, že provozní monitoring bude pravděpodobně zahájen v roce 2007 a v roce 2015 by měly být přehodnoceny a aktualizovány plány povodí, předpokládá se, že v roce 2015 budou k dispozici údaje z let 2007 až 2014. Budou tak k dispozici časové řady v délce 8 let obsahující nejméně 8 naměřených hodnot.

#### Minimální délka časových řad

- Roční údaje:  
≥ 8 let a ≥ 8 hodnot
- Pololetní údaje:  
≥ 5 let a ≥ 10 hodnot
- Čtvrtletní údaje:  
≥ 5 let a ≥ 15 hodnot

Vzhledem k tomu, že při méně než 8 ročních měřeních může být stanovení trendu obtížné, doporučuje se při analýze trendu vycházet z nejméně 8 naměřených hodnot. V případě půlročních měření by celkový počet vzorků měl být nejméně 10, v případě čtvrtletních měření by měl dosahovat počtu nejméně 15. Vzhledem k tomu, že detekce dlouhodobých trendů může být zkrácena krátkodobými změnami, by měření v každém případě měla pokrývat nejméně pětileté období.

#### Příklad přijatelného harmonogramu vzorkování

rok	čtvrtletí	měření		
		ročně	půlročně	čtvrtletně
2007	1	x	x	x
	2			x
	3		x	x
	4			x
2008	1	x	x	x
	2			x
	3		x	x
	4			x
2009	1	x	x	x
	2			x
	3		x	x
	4			x
2010	1	x	x	x
	2			x
	3		x	x
	4			x
2011	1	x	x	x
	2			x
	3		x	x
	4			
2012	1	x		
	2			
	3			
	4			
2013	1	x		
	2			
	3			
	4			

V případě ročních měření je nutné zajistit, aby měření byla prováděna ve stejném čtvrtletí nebo ve stejném období roku. Tento požadavek má zamezit vysokým náhodným odchylkám, které omezují sílu analýzy trendu. V časové řadě mohou některá měření chybět, ovšem neměla by být vynechána dvě nebo více po sobě následujících měření, neboť by tak v důsledku extrapolace vznikla systematická chyba.

#### Maximální délka časových řad

- 15 let

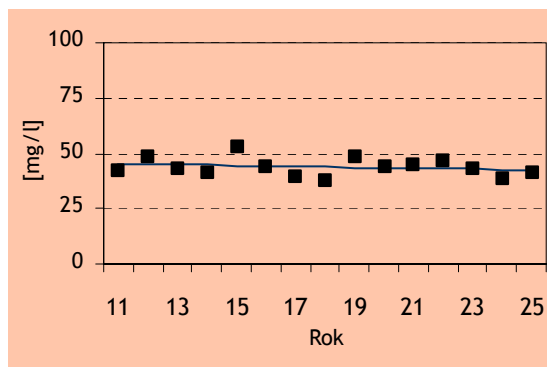
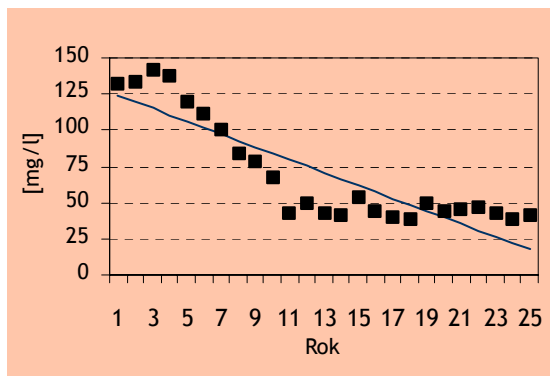
### Maximální délka časových řad pro detekci vzestupného trendu

Pokud je prováděno hodnocení dlouhodobých časových řad, existuje riziko, že identifikovaný trend bude zřejmě ovlivněn změnami, které nastaly v letech na počátku časové řady. Pro účely hodnocení trendu se tedy doporučuje omezit časové rozpětí údajů používaných k hodnocení trendu na posledních 15 let.

Alternativním řešením by bylo použití adaptivní metody, která by ověřila, zda se v (lineárním) trendu vyskytl významný zlom (např. použití metody pro zjištění zvrácení trendů (metoda dvou úseků)). Pokud se ve zkoumaných hodnotách vyskytne významný zlom, mělo by

hodnocení trendu být provedeno na druhé části časové řady, v ostatních případech by výchozím bodem měla být celá časová řada.

**Obrázek 3:** Příklad - Vliv délky časové řady na detekci trendu



### Četnost hodnocení trendu

Vzhledem k problémům s postupným nebo násobným testováním se doporučuje omezit hodnocení trendu na maximálně tři testy – po 8 letech, 14 letech a 20 letech. Další informace a vysvětlení týkající se systematické chyby a chyb způsobených násobným testováním lze nalézt v Příloze.

#### Četnost testování trendu

- po 8 letech
- po 14 letech
- po 20 letech

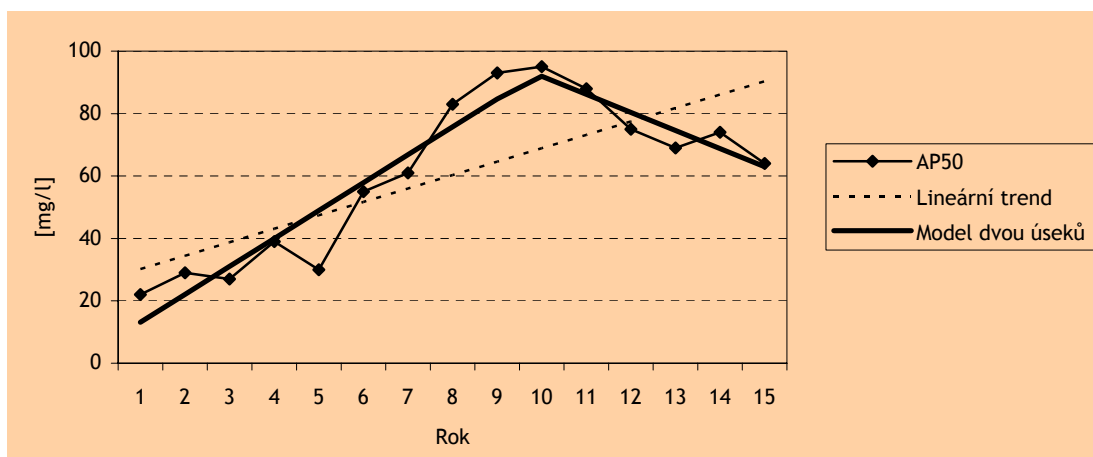
### 5.4.5 Hodnocení zvrácení trendů

#### Test dvou úseků (založený na lineárním modelu aplikovaném na dva úseky)

Model dvou úseků je lineární metoda založená na aproximaci lineárního trendu s jedním zlomem ve sledovaném intervalu rozšířeným lineárně regresním modelem. Tato metoda je upřednostňována z důvodu její snadné interpretovatelnosti, flexibility a vysoké citlivosti na detekci zvrácení trendu.

#### Hodnocení zvrácení trendů

- Model dvou úseků



### Výchozí bod pro detekci zvrácení trendů

Ke zvrácení trendu může dojít, pokud byl v předposledním období detekován vzestupný trend a v posledním období již vzestupný trend identifikován nebyl. Výchozím bodem pro hodnocení zvrácení trendu tedy musí být výchozí bod předposledního období hodnocení trendu.

#### Výchozí bod

- v posledním období nebyl zjištěn vzestupný trend, vzestupný trend však byl zjištěn v předposledním období
- výchozí bod odpovídající výchozímu bodu předposledního období hodnocení trendu

### Minimální délka časových řad pro detekci zvrácení trendů

Postup pro odhad minimální délky časových řad pro hodnocení zvrácení trendů byl podobný postupu popsanému pro hodnocení trendů. Při stanovování minimální délky časových řad pro detekci trendů byly vzaty v úvahu síla metody pro detekci trendu, časový harmonogram pro implementaci Rámcové směrnice jakož i minimální požadavky týkající se frekvence monitorování, které je nutné provádět nejméně jednou ročně. Vzhledem k tomu, že provozní monitoring bude pravděpodobně zahájen v roce 2007 a v roce 2021 by mělo proběhnout druhé přehodnocení a aktualizace plánů povodí, předpokládá se, že v roce 2021 budou k dispozici údaje z let 2007 až 2020. Budou tak k dispozici časové řady v délce 14 let obsahující nejméně 14 naměřených hodnot.

#### Minimální délka časových řad

- Roční údaje:  
≥ 14 let a ≥ 14 hodnot
- Půlroční údaje:  
≥ 10 let a ≥ 18 hodnot
- Čtvrtletní údaje:  
≥ 10 let a ≥ 30 hodnot

V případě ročních měření by mělo být provedeno nejméně 14 měření, aby tak byla zaručena požadovaná síla detekce zvrácení trendu. V případě údajů získávaných půlročně nebo čtvrtletně je za minimální časové období považováno 10 let. V případě půlročních měření je potřebné získat alespoň 18 hodnot a v případě čtvrtletních měření je nutné získat nejméně 30 hodnot.

### Maximální délka časových řad pro detekci zvrácení trendů

Nedoporučuje se aplikovat test zjišťující zvrácení trendu na časové období delší než 30 let. Pokud není zvrácení trendu detekováno ani po 30 letech, je tuto skutečnost nutné jasně uvést.

Maximální délka časových řad

- 30 let

Riziko získání výše popsaného výsledku závisí např. na

- účinnosti přijatých opatření na snížení znečištění,
- účinnosti navrženého monitoringu (výběr monitorovacích míst a četnost vzorkování),
- analytické kvalitě měření,
- době zadržení, tj. (minimální) době, kterou chemická látka potřebuje k průchodu nenasycenou zónou a k dosažení podzemních vod.

## 5.5 IMPLEMENTAČNÍ POSTUP

### 5.5.1 Hodnocení stavu

Monitoring bude s největší pravděpodobností zahájen situačním monitoringem *útvary identifikovaných jako rizikové po charakterizaci uskutečněné v souladu s přílohou II a útvarů, které přesahují hranice členských států* (Příloha V, 2.4.2).

Na základě posouzení dopadů na útvar podzemní vody (Příloha II) a hodnocení výsledků monitorování (situační monitoring) je nutné rozhodnout, zda má být proveden provozní monitoring, nebo ne. *Provozní monitoring musí být prováděn pro všechny útvary podzemních vod nebo jejich skupiny, které byly buď na základě hodnocení dopadů zpracovaného v souladu s přílohou II nebo situačního monitoringu identifikovány jako rizikové z hlediska splnění cílů podle článku 4* (Příloha V, 2.4.3). *Výsledky tohoto programu (situačního monitoringu) se využijí ke zřízení provozního monitorovacího programu* (Příloha V, 2.4.1).

S ohledem na požadavky kladené na údaje pro účely hodnocení trendů bylo navrženo identifikovat útvar podzemní vody jako rizikový ve smyslu kvality podzemní vody (a zahájit provozní monitoring), pokud MS95 – což je číselný údaj relevantní z hlediska hodnocení kvalitativního stavu útvaru podzemní vody – překračuje 75 % mezní hodnoty (viz čl. 17 (5)).

Čl. 14 (1) b vyžaduje zpracování *předběžného přehledu významných vodohospodářských problémů povodí nejméně dva roky před začátkem období, k němuž se plán vztahuje*. To znamená, že v roce 2007 je vyžadováno předložení prvního předběžného přehledu. Vzhledem k tomu, že monitorování bude pravděpodobně zahájeno v roce 2006 jako situační monitorování a že provozní monitorování začne v roce 2007, nebude možné do přehledu zahrnout hodnocení stavu z roku 2007, neboť nebudou k dispozici dostatečné údaje (pro hodnocení stavu jsou potřebné údaje z provozního monitoringu). První plán povodí musí být vypracován v roce 2008 v podobě návrhu, který bude předložen k diskusi zainteresovaných stran. Plán musí být zveřejněn v roce 2009. Do této doby budou (s největší pravděpodobností) k dispozici monitorovací údaje pro vyhodnocení kvalitativního stavu podzemní vody týkající se průzkumů prováděných v roce 2007 (provozní monitoring).

V roce 2015 má být provedeno přehodnocení a aktualizace plánů povodí. Hodnocení rizika se bude (s největší pravděpodobností) vztahovat k údajům z roku 2012 (situační nebo provozní monitoring). Pokud hodnota MS95 bude (i nadále) překračovat 75 % mezní hodnoty, bude nutné zahájit provozní



monitoring (případně v něm pokračovat). Hodnocení stavu pro účely plánu povodí v roce 2015 pak může vycházet z údajů získaných provozním monitoringem v roce 2014.

## 5.5.2 Hodnocení trendů

### Výchozí bod

Výchozí bod pro hodnocení trendů je stejný jako výchozí bod pro provozní monitoring. Oba dva výchozí body jsou definovány následovně: pokud hodnota MS95 překročí 75 % mezní hodnoty, bude útvar podzemní vody identifikován jako rizikový z hlediska nesplnění cílů čl. 4 Rámcové směrnice, a proto je nutné provést provozní monitoring, kterým budou získány spolehlivé údaje pro hodnocení stavu útvaru podzemní vody a pro hodnocení trendu.

Jedním ze zjištění získaných v průběhu fáze hodnocení údajů bylo, že významný vzestupný trend je nutné detekovat se silou 90 % (v případě většiny látek), pokud je nárůst koncentrace znečišťující látky 30% nebo vyšší v závislosti na typu znečišťující látky. Z tohoto důvodu je navrhováno zahájit provozní monitoring, pokud MS95 překročí 75 % mezní hodnoty (čl. 17(5)). V tomto případě by nárůst MS95 týkající se koncentrace znečišťující látky o 33 % znamenal, že daný útvar nevyhovuje požadavkům na klasifikaci stavu jako dobrý. V této souvislosti je nutné zdůraznit důležitost údajů z provozního monitoringu pro účely hodnocení trendů, neboť bez nich by nedostatečné množství údajů neumožnilo provést výpočet trendu a nárůst koncentrace znečišťující látky, která poškozuje dobrý stav vodního útvaru, by nebylo možné detekovat.

### Délka časových řad

První plán povodí musí být vypracován v roce 2008 v podobě návrhu, který bude předložen k diskusi zainteresovaných stran. Plán musí být zveřejněn v roce 2009. Do této doby budou (s největší pravděpodobností) k dispozici monitorovací údaje z průzkumů prováděných v letech 2006 (situační monitoring) a 2007 (provozní monitoring), což je příliš krátké období pro hodnocení trendů.

V roce 2015 má být provedeno přehodnocení a aktualizace plánů povodí. Je nutné posoudit, zda MS95 stále překračuje 75 % mezní hodnoty (útvar podzemní vody je z kvalitativního hlediska rizikový) – pokud ne, je možné monitoring v závislosti na charakteristice útvaru podzemní vody omezit na situační monitoring; jestliže tato hodnota bude překročena, bude nutné pokračovat v provozním monitoringu a je možné provést výpočet trendů a posoudit, zda se jedná o vzestupný trend.

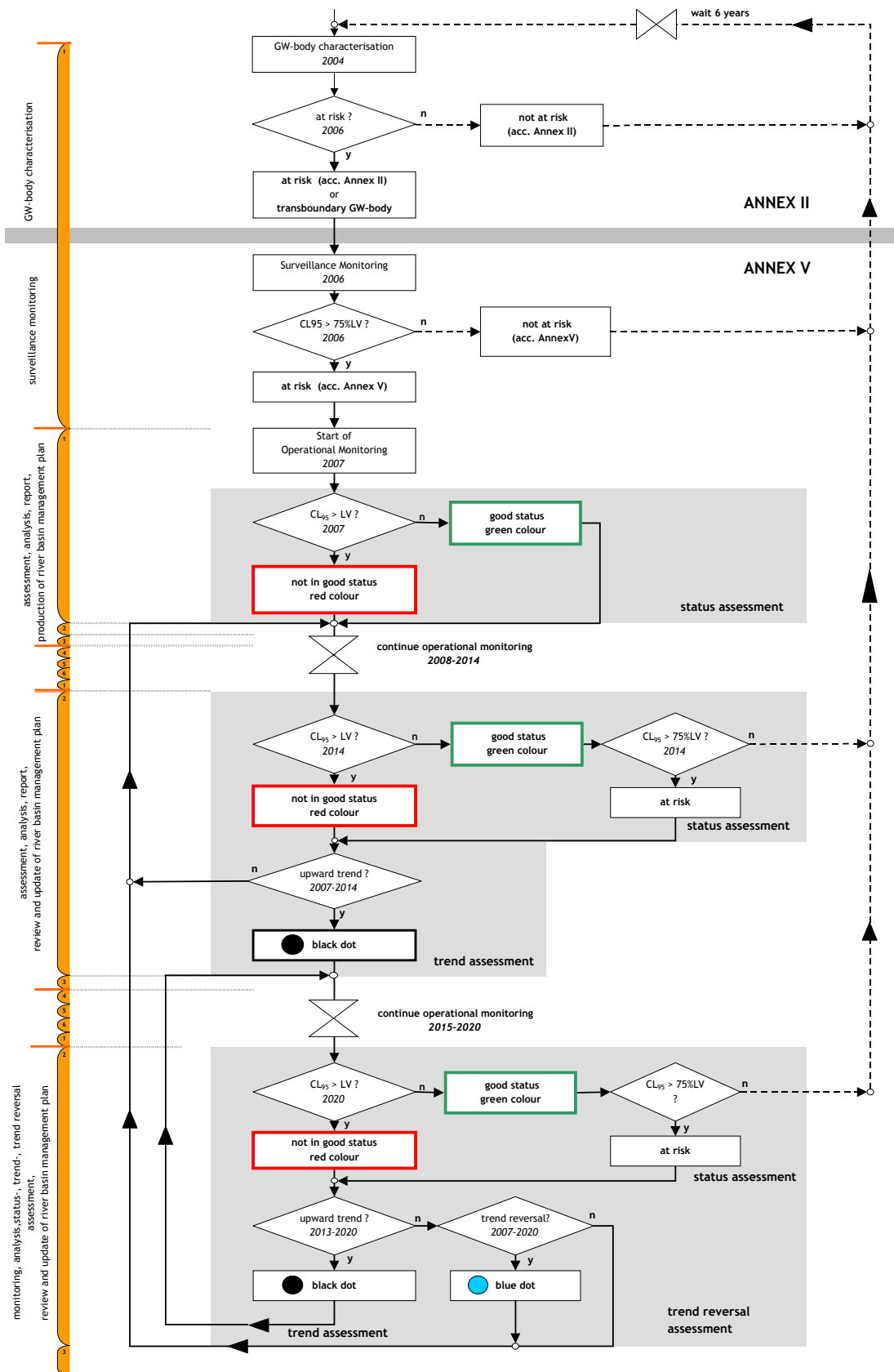
S ohledem na čas potřebný na analýzu, kontrolu údajů, předání údajů, hodnocení údajů, přehodnocení a aktualizaci plánů povodí atd. a s ohledem na skutečnost, že údaje ze situačního monitoringu nelze použít pro hodnocení trendů, pokud se počet monitorovacích míst situačního monitoringu liší (je nižší) než počet monitorovacích míst provozního monitoringu, lze předpokládat, že v roce 2015 budou k dispozici údaje pro období 2007 až 2014. Budou tedy k dispozici časové řady v délce osmi let obsahující nejméně osm naměřených hodnot. Výpočty trendů jsou prováděny na základě **průměrných hodnot** pro daný útvar podzemní vody, **nikoliv na základě MS95!**

Druhé přehodnocení plánů povodí by mělo proběhnout v roce 2021. Jak je uvedeno výše, bude nutné posoudit, zda MS95 stále překračuje 75 % mezní hodnoty – pokud ne, je možné monitoring v závislosti na charakteristice útvaru podzemní vody omezit na situační monitoring; jestliže tato hodnota bude překročena, bude nutné pokračovat v provozním monitoringu a je možné provést výpočet trendů a posoudit, zda se jedná o vzestupný trend. Pokud bude v prvním období zjištěn vzestupný trend a v následujícím období tento trend zjištěn nebude, je možné vyhodnotit údaje z hlediska zvrácení trendu. Při testování na zvrácení trendu je nutné vzít v úvahu údaje z časového období 2007 až 2020, což představuje časovou řadu v délce 14 let obsahující nejméně 14 ročních naměřených hodnot.



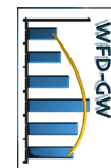


**Obrázek 4:** Navrhovaný postup pro implementaci ustanovení Rámcové směrnice týkajících se hodnocení stavu a hodnocení trendů a jejich zvrácení (Roky odkazují na první rok, v němž je daný krok nutné provést. V případě smyčky v diagramu se tento údaj na další cyklus již nevztahuje)



<i>GW-body characterisation</i>	<i>charakteristika útvaru podzemní vody</i>
<i>at risk ?</i> 2006	<i>rizikový?</i> 2006
<i>at risk (acc. Annex II) or transboundary GW-body</i>	<i>rizikový (dle Přílohy II) nebo přeshraniční útvar podzemní vody</i>
<i>not at risk (acc. Annex II)</i>	<i>nerizikový (dle Přílohy II)</i>
<i>wait 6 years</i>	<i>čekat 6 let</i>
<i>ANNEX II</i>	<i>PŘÍLOHA II</i>
<i>surveillance monitoring</i>	<i>situační monitoring</i>
<i>ANNEX V</i>	<i>PŘÍLOHA V</i>
<i>Surveillance Monitoring 2006</i>	<i>Situační monitoring 2006</i>
<i>CL95 &gt; 75%LV?</i> 2006	<i>MS95 &gt; 75%MH?</i> 2006
<i>at risk (acc. Annex II)</i>	<i>rizikový (dle Přílohy II)</i>
<i>not at risk (acc. Annex V)</i>	<i>nerizikový (dle Přílohy V)</i>
<i>assessment, analysis, report, production of river basin management plan</i>	<i>hodnocení, analýza, předložení zprávy, vypracování plánu povodí</i>
<i>status assessment</i>	<i>hodnocení stavu</i>
<i>Start of Operational Monitoring</i> 2007	<i>Zahájení provozního monitoringu</i> 2007
<i>CL<sub>95</sub> &gt; LV ?</i> 2007	<i>MS<sub>95</sub> &gt; MH ?</i> 2007
<i>good status</i> <i>green colour</i>	<i>dobrý stav</i> <i>zelená barva</i>
<i>not in good status</i> <i>red colour</i>	<i>nesplňuje dobrý stav</i> <i>červená barva</i>
<i>continue operational monitoring 2008-2014</i>	<i>pokračujte v provozním monitoringu</i> 2008-2014
<i>assessment, analysis, report, review and update of river basin management plan</i>	<i>hodnocení, analýza, zpráva, přehodnocení a aktualizace plánu povodí</i>
<i>CL<sub>95</sub> &gt; LV ?</i> 2014	<i>MS<sub>95</sub> &gt; MH ?</i> 2014
<i>good status</i>	<i>dobrý stav</i>

<i>green colour</i>	<i>zelená barva</i>
<i>CL<sub>95</sub> &gt; 75%LV?</i> <i>2014</i>	<i>MS<sub>95</sub> &gt; 75%MH?</i> <i>2014</i>
<i>at risk</i>	<i>Rizikový</i>
<i>status assessment</i>	<i>hodnocení stavu</i>
<i>not in good status</i> <i>red colour</i>	<i>nesplňuje dobrý stav</i> <i>červená barva</i>
<i>upward trend ?</i> <i>2007-2014</i>	<i>vzestupný trend ?</i> <i>2007-2014</i>
<i>black dot</i>	<i>černá tečka</i>
<i>trend assessment</i>	<i>hodnocení trendu</i>
<i>continue operational monitoring</i> <i>2015-2020</i>	<i>pokračujte v provozním monitoringu</i> <i>2015-2020</i>
<i>monitoring, analysis, status-, trend-, trend reversal assessment,</i> <i>review and update of river basin management plan</i>	<i>monitoring, analýza, hodnocení stavu, trendu,</i> <i>zvrácení trendu</i> <i>přehodnocení a aktualizace plánu povodí</i>
<i>CL<sub>95</sub> &gt; LV ?</i> <i>2020</i>	<i>MS<sub>95</sub> &gt; MH ?</i> <i>2020</i>
<i>good status</i> <i>green colour</i>	<i>dobrý stav</i> <i>zelená barva</i>
<i>CL<sub>95</sub> &gt; 75%LV?</i> <i>?</i>	<i>MS<sub>95</sub> &gt; 75%MH?</i> <i>?</i>
<i>at risk</i>	<i>rizikový</i>
<i>not in good status</i> <i>red colour</i>	<i>stav není dobrý</i> <i>červená barva</i>
<i>status assessment</i>	<i>hodnocení stavu</i>
<i>upward trend ?</i> <i>2013-2020</i>	<i>vzestupný trend ?</i> <i>2013-2020</i>
<i>trend reversal?</i> <i>2007-2020</i>	<i>zvrácení trendu?</i> <i>2007-2020</i>
<i>black dot</i>	<i>černá tečka</i>
<i>blue dot</i>	<i>modrá tečka</i>
<i>trend assessment</i>	<i>hodnocení trendu</i>
<i>trend reversal assessment</i>	<i>hodnocení zvrácení trendu</i>



year	WFD criteria (key words)	relevant Article or Annex	GW-quality monitoring activity						
			SM	OM	OM	OM			
2000	WFD set into force								
2001									
2002	criteria for the assessment of good status, trend and trend reversal (Commission proposal)	Art. 17(2)a, b							
2003									
2004	description of GW-bodies, human impacts etc.	Art. 5(1), Annex II							
2005									
2006	establishment of monitoring programmes	Art. 8, Annex V	X						
2007	interim overview of the significant water management issues	Art. 14 (1) b		X				status assessment	
2008	production of river basin management plans - draft (involvement of interested parties)	Art. 14(1)a, c		X					
2009	programme of measures; publication of river basin management plan	Art. 11(7); Art. 13(6)		X					
2010				X					
2011				X					
2012	programme of measures operational	Art. 11(7)	X	X				trend assessment	
2013					X				
2014					X				
2015	review and update of river basin management plan	Art. 13(7)			X				
2016					X				
2017					X			trend reversal assessment	
2018			X		X				
2019						X			
2020						X			
2021	review and update of river basin management plan	Art. 13(7)				X			

SM surveillance monitoring  
OM operational monitoring

**X** if CL95 > 75% of Limit Value => operational monitoring  
**X** if CL95 <= 75% of Limit Value => surveillance monitoring

Obrázek 5: Časový harmonogram implementace Rámcové směrnice s ohledem na kvalitativní monitoring útvaru podzemní vody a hodnocení údajů z útvarů podzemní vody



Rok	Kritéria Rámcové směrnice (klíčová slova)	Příslušný článek nebo příloha
2000	Rámcová směrnice nabývá účinnosti	
2001		
2002	kritéria pro hodnocení dobrého stavu, trendů a zvrácení trendů (návrh Komise)	Čl. 17(2)a, b
2003		
2004	popis útvarů podzemní vody, dopadů lidské činnosti atd.	Čl. 5(1), Příloha II
2005		
2006	vytvoření monitorovacích programů	Čl. 8, Příloha V
2007	předběžný přehled významných problémů hospodaření s vodou	Čl. 14 (1) b
2008	vytvoření plánů povodí - návrhy (zapojení zainteresovaných stran)	Čl. 14(1)a, c
2009	program opatření; zveřejnění plánu povodí	Čl. 11(7); Čl. 13(6)
2010		
2011		
2012	program opatření funkční	Čl. 11(7)
2013		
2014		
2015	dosažení dobrého stavu	Čl. 4(1)
	přezkoumání a aktualizace plánu povodí	Čl. 13(7)
2016		
2017		
2018		
2019		
2020		
2021	přezkoumání a aktualizace plánu povodí	Čl. 13(7)

<i>GW-quality monitoring activity</i>	<i>činnost týkající se monitorování kvality útvaru podzemní vody</i>
<i>SM</i>	<i>SM</i>
<i>OM</i>	<i>PM</i>
<i>status assessment</i>	<i>hodnocení stavu</i>
<i>trend assessment</i>	<i>hodnocení trendu</i>
<i>trend reversal assessment</i>	<i>hodnocení zvrácení trendu</i>
<i>SM surveillance monitoring</i>	<i>SM situační monitoring</i>
<i>OM operational monitoring</i>	<i>PM provozní monitoring</i>
<i>if CL95 &gt; 75% of Limit Value =&gt; operational monitoring</i>	<i>pokud MS95 &gt; 75% mezní hodnoty =&gt; provozní monitoring</i>
<i>if CL95 &lt;= 75% of Limit Value =&gt; surveillance monitoring</i>	<i>pokud MS95 &lt;= 75% mezní hodnoty =&gt; situační monitoring</i>

## 5.6 POZNÁMKY A DOPORUČENÍ

### Monitorovací síť, zlepšení indexu reprezentativnosti

Monitorovací síť s nižší hustotou míst odběru vzorků mohou splňovat požadavky na index reprezentativnosti (který je minimálním nutným požadavkem) snadněji než síť s vysokými hustotami míst. Zároveň je však nutno mít na paměti, že s menším počtem míst odběru vzorů dojde zároveň k výraznému nárůstu hodnoty meze spolehlivosti, v jehož důsledku může vzniknout požadavek na včasější zahájení příslušné akce (např. provozního monitoringu).

Spíše než zrušením některých existujících míst může být zlepšení indexu reprezentativnosti dosažitelné zřízením dalších míst pro odběr vzorků na vhodných místech monitorovací sítě.

### Hodnocení stavu

Pokud se hodnota  $MS_{AP}$  přibližuje mezní hodnotě nebo akční hodnotě, případně tuto hodnotu překračuje, mohlo by zvýšení počtu vzorkovacích stanic vést k výraznému snížení MS, čímž lze eliminovat potřebu případné akce.

V případě dostatečně rovnoměrného rozdělení míst odběru vzorků je možné snížit hodnotu MS a zlepšit statistický model užitím prostorové korelace (výpočtem krigingového průměru a  $MS_{KP}$ ).

### Hodnocení trendu

V zájmu umožnění včasějšího hodnocení trendu se doporučuje hodnotit trendy na základě čtvrtletních údajů. Tento postup umožní dříve stanovit opatření k dosažení dobrého stavu vodního útvaru.

Pokud je počet hodnot nižších než KL tak velký, že průměrná hodnota podílu  $AP0/AP100$  je nižší než 0,6, není možné hodnocení trendu provést. V takovém případě se doporučuje analyzovat trendy samostatně pro každé místo odběru vzorků.

### Propracovanější zpracování nelineárních trendů (model dvou úseků)

Postup navrhovaný pro hodnocení vzestupného trendu nelze uspokojivě použít v případě náhlé změny v gradientu trendu (způsobenou např. dříve přijatými opatřeními na snížení znečištění). Před prozkoumáním vzestupného trendu se tedy doporučuje přijmout následující kroky:

1. Zkontrolujte, zda se v (lineárním) trendu vyskytuje význačný zlom.
2. Pokud ano, použijte pro hodnocení první trendu první rok druhého úseku. Pokud ne, použijte celou časovou řadu.

### Poznámka

Jak již bylo uvedeno, časový harmonogram vychází z předpokladu, že monitorovací systémy budou funkční v roce 2006 (dle požadavku Rámcové směrnice). V případě monitorovacích systémů, které existovaly již před tímto termínem, je možné hodnotit dostupné údaje pomocí navrhovaných metod, pokud tyto údaje jsou v souladu s výše uvedenými požadavky.

## 6 ALGORITMUS A VÝPOČETNÍ ZPRACOVÁNÍ

V této kapitole jsou uvedeny všechny algoritmy metod navrhovaných postupů. Tyto algoritmy umožňují implementovat příslušné výpočtové nástroje. Dále je zde také pro větší zřejmost uvedeno několik příkladů.

### 6.1 SÍŤOVÉ KRITÉRIUM

Spolehlivé statistické hodnocení v souladu s požadavky Rámcové směrnice, především pokud jde o odhad prostorové průměrné hodnoty, vyžaduje, aby síť splňovala požadavek homogenity. Mírou homogenity je index reprezentativnosti  $R_U$ , který vyjadřuje minimální vzdálenost mezi kterýmkoli místem v dané oblasti a nejbližším místem odběru vzorků vyjádřenou jako procentuální část průměrné vzdálenosti v optimální síti (inverzní prezentace).  $R_U$  závisí na počtu míst, který označujeme proměnnou  $k$ , na průměrné minimální vzdálenosti mezi kterýmkoli místem v dané oblasti a nejbližším místem odběru vzorků označované jako  $vzdál_{prům}$  a na rozloze dané oblasti, kterou označujeme proměnnou  $Rozloha$ .

$$R_U = \frac{37,7}{vzdál_{prům} \sqrt{k / Rozloha}} \quad [\%]$$

V případě teoretické sítě s optimálním trojúhelníkovým rozložením míst je index reprezentativnosti roven 100 %. V případě neoptimálních (méně homogenních sítí) se hodnota indexu bude snižovat. Aby síť mohla být považována za homogenní, musí index reprezentativnosti dosahovat hodnoty 80 % nebo vyšší. Hodnota 80 % vyjadřuje, že průměrná minimální vzdálenost je o 25 % větší, než jaká by byla v případě optimální sítě. Při hodnotách nižších než 80 % může být odhadovaná prostorová průměrná hodnota zatížena velkou systematickou chybou. Je třeba uvést, že mezní hodnota 80 % je kompromisem mezi snahou získat optimální odhad a ohledem na praktickou proveditelnost měření.

Pokud – v případě útvarů podzemní vody s menším počtem míst odběru vzorků – je druhá mocnina maximální délky útvaru podzemní vody  $délka^2$  větší, než součin rozlohy dané oblasti označované jako  $Rozloha$  a počtu  $k$  míst, tj. pokud  $délka^2 > k \times Rozloha$ , potom lze  $R_U$  nahradit následovně:

$$R_S = \frac{25 \sqrt{\left(\frac{Rozloha}{délka}\right)^2 + \left(\frac{délka}{k}\right)^2}}{vzdál_{prům}} \quad [\%].$$

### 6.2 ZPRACOVÁNÍ HODNOT KL

#### 6.2.1 Výpočet $KL_{max}$ (požadavek v rámci analýzy trendů)

V zájmu eliminace vzniku systematické chyby (vznik uměle vneseného trendu) by měla být analýza trendu prováděna při konstantní  $KL_{max}$ . Všechny naměřené hodnoty (nad nebo bod KL), kde KL překračuje  $KL_{max}$ , by měly být odstraněny.

Hodnota  $KL_{max}$  je definována jako největší hodnota KL, která nepřekračuje dvojnásobek mediánu všech KL nebo polovinu mezní hodnoty (pokud je tato hodnota stanovena), tj.  $KL_{max} = \max\{KL; KL \leq 2 * \text{medián}(KL) \text{ nebo } KL \leq 0,5 * MH\}$ .

Při výpočtu mediánu hodnot KL se vychází z celé uvažované sady údajů. Veškeré další výpočty trendu je nutno provádět s použitím  $KL_{max}$ , přičemž do výpočtu jsou zahrnovány pouze stanice, kde KL nepřekračuje  $KL_{max}$ .

Poznámka 1: Pokud je z důvodů proměnlivé kvality analýzy počet roků nebo počet hodnot uvádějících průměrnou koncentraci používány k analýze trendu nižší, než kolik stanovuje minimální požadavek, je nutné odpovídajícím způsobem prodloužit časový rámec provozního monitoringu.

Poznámka 2: Pokud jsou k dispozici hodnoty DL i KL, měl by být navrhovaný postup upraven tak, aby zahrnoval obě tyto hodnoty.

### Příklad

Sada údajů obsahující tři naměřené hodnoty nižší než KL a mezní hodnota (MH) ve výši 100:

Rok	Měření	KL
1	<KL	100
1	122	100
1	145	100
2	110	50
2	<KL	50
2	89	50
3	72	30
3	65	30
3	80	30
4	44	30
4	<KL	30
4	59	30
5	65	30

- (1) Vypočtete: medián(KL) = 30
- (2) Vypočtete:  $2 \cdot \text{medián(KL)} = 60$  a  $0,5 \cdot \text{MH} = 50$
- (3) Nejvyšší KL nepřekračující hodnotu 60 je roven 50. Tedy  $\text{KL}_{\max} = 50$

Rok	Měření	KL
2	110	50
2	<KL	50
2	89	50
3	72	50
3	65	50
3	80	50
4	<KL	50
4	<KL	50
4	59	50
5	65	50

- (4) Vyřadte stanice, kde  $\text{KL} > \text{KL}_{\max} = 50$  (stanice, kde  $\text{KL} = 100$ ) a nahraďte KL <  $\text{KL}_{\max}$  hodnotou  $\text{KL}_{\max}$  (= 50)

Rok	AP0	AP100	AP0/AP100
2	66,33	83,00	0,80
3	72,33	72,33	1,00
4	19,67	53,00	0,37
5	65,00	65,00	1,00

- (5) Vypočtete: AP0/AP100 při  $\text{KL} = \text{KL}_{\max}$  pro každý rok

Rok	AP50
2	74,67
3	72,33
4	36,33
5	65,00

- (6) Průměr podílu AP0/AP100 je roven 0,72, což je více než 0,6. Vypočtete tedy pro každý rok AP50 a proveďte analýzu trendu na základě AP50



## 6.3 SESKUPOVÁNÍ ÚDAJŮ

V této části jsou uvažovány výsledky ze všech míst v rámci daného vodního útvaru získané v průběhu pevně stanoveného období  $j$  roku  $i$ .

### 6.3.1 Regularizace - výpočet AP50

Nechť  $i$  označuje rok a  $j$  označuje období v rámci tohoto roku ( $j=1,2,3,4$  v případě čtvrtletních údajů,  $j=1,2$  v případě půlročních období  $j=1$  v případě údajů měřených jednou ročně). Dolní a horní průměrnou hodnotu pro místo  $s=1, \dots, n$  vypočteme následovně:

$$AP0 = x_{ijs}^{\min} = \frac{1}{n_{ijs} + p_{ijs}} \sum_t m_{ts}$$

$$AP100 = x_{ijs}^{\max} = \frac{1}{n_{ijs} + p_{ijs}} \left( \sum_t m_{ts} + \sum_t l_{ts} \right),$$

kde sumu počítáme přes všechna měření na místě  $s$  v období  $j$  roku  $i$ .  $n_{ijs}$  označuje počet naměřených hodnot  $m_{ts}$  na místě  $s$  v období  $j$  roku  $i$  a  $p_{ijs}$  označuje příslušný počet naměřených hodnot pod substituční hodnotou  $l_{ts}$  (KL = kvantifikační limit).

Pokud v každém období proběhlo pouze jedno měření, průměrné hodnoty pro místo  $s$  můžeme vypočítat následovně:

$$x_{ijs}^{\min} = \begin{cases} m_{ts} & \text{pokud je naměřená hodnota k dispozici} \\ 0 & \text{pokud je naměřená hodnota nižší než KL} \end{cases}$$

$$x_{ijs}^{\max} = \begin{cases} m_{ts} & \text{pokud je naměřená hodnota k dispozici} \\ l_{ts} & \text{pokud je naměřená hodnota nižší než KL} \end{cases}$$

#### Příklad

Naměřené hodnoty		Hodnoty po nahrazení hodnot <0,2	
<0,20	KL	0,00	0,20
<0,20	KL	0,00	0,20
<0,20	KL	0,00	0,20
0,22		0,22	0,22
0,25		0,25	0,25
0,29		0,29	0,29
0,31		0,31	0,31
0,42		0,42	0,42
0,54		0,54	0,54
Celkem		2,03	2,63
Průměr		AP0 = 0,226	AP100 = 0,292
AP50 = (AP0 + AP100)/2 = 0,259			

### 6.3.2 Aritmetický průměr (AP)

Aritmetický průměr hodnot naměřených ve vodním útvaru za období  $j$  roku  $i$  vypočteme následovně:

$$AP = \frac{1-w}{n} \sum_{s=1}^n x_{ijs}^{\min} + \frac{w}{n} \sum_{s=1}^n x_{ijs}^{\max}$$

ke  $w$  označuje váhu měření, jehož hodnota je pod detekčním nebo determinačním limitem. Typicky je  $w=0,5$ , což znamená, že naměřené hodnoty nižší než KL jsou nahrazeny hodnotou  $0,5 \times KL$ :

$$AP = \frac{1-w}{n} \sum_{s=1}^n \left( \frac{1}{n_{ijs} + p_{ijs}} \sum_t m_{ts} \right) + \frac{w}{n} \sum_{s=1}^n \left( \frac{1}{n_{ijs} + p_{ijs}} \left( \sum_t m_{ts} + \sum_t l_{ts} \right) \right)$$

$$= \frac{1}{n} \sum_{s=1}^n \left( \frac{1}{n_{ijs} + p_{ijs}} \left( \sum_t m_{ts} + \sum_t w l_{ts} \right) \right).$$

Pro usnadnění zápisu označuje AP50 aritmetický průměr s  $w=0,5$ , AP0 s  $w=0$  a AP100 s  $w=1$ .

### 6.3.3 Horní mez spolehlivosti aritmetického průměru ( $MS_{AP}$ )

Za splnění předpokladu normálního rozdělení můžeme mez spolehlivosti aritmetického průměru vypočítat následovně:

$$MS_{AP} = AP + t_{N-1, 1-\alpha/2} s / \sqrt{N},$$

kde  $s$  označuje směrodatnou odchylku regularizovaných průměrných hodnot pro dané místo

$$(1-w)x_{ij1}^{\min} + wx_{ij1}^{\max}, \dots, (1-w)x_{ijn}^{\min} + wx_{ijn}^{\max}.$$

### 6.3.4 Vážený aritmetický průměr (vAP)

$$vAP = \sum w_i AP_i$$

kde  $w_i$  označuje podíl dílčího útvaru  $i$ .

**Příklad**

dílčí útvar	AP	část útvaru podzemní vody	w * AP
a	31,97	0,09	2,83
b	24,42	0,15	3,59
c	21,25	0,14	3,10
d	42,92	0,08	3,56
e	36,54	0,15	5,36
f	54,65	0,10	5,56
g	33,50	0,09	3,01
h	75,71	0,09	6,48
i	18,44	0,07	1,31
j	53,31	0,04	2,18
		Celkový vAP	36,97

### 6.3.5 Mez spolehlivosti váženého aritmetického průměru ( $MS_{vAP}$ )

Předpokládejme, že  $Y_{ij} = N(\mu, \sigma_0^2)$ , necht'  $AP_i = \frac{1}{n_i} \sum_j Y_{ij}$  a  $vAP = \sum_i w_i AP_i$ ,

kde  $w_i$  označuje podíl dílčího útvaru  $i$  a necht'  $i=1, \dots, a$ . Odchylka vAP je rovna

$$\sum_i w_i^2 \frac{\sigma_0^2}{n_i}.$$

V případě homogenního rozdělení míst odběru vzorků jsou váhy úměrné počtu míst, tj.  $w_i = n_i / N$ . Potom lze odchylku zapsat jako

$$\sum_i w_i^2 \frac{\sigma_0^2}{n_i} = \sum_i \frac{n_i^2}{N^2} \frac{\sigma_0^2}{n_i} = \frac{\sigma_0^2}{N}.$$

Toto je odchylka AP, a v případě tohoto modelu je tedy zaručeno, že výpočty jsou konzistentní s  $MS_{AP}$ .

$\sigma_0^2$  lze odhadnout pomocí empirické odchylky celé sady údajů a odpovídající mez spolehlivosti je rovna

$$MS_{vAP} = vAP + t_{N-1, 1-\alpha/2} S \sqrt{\sum_i \frac{w_i^2}{n_i}}$$

## 6.4 HODNOCENÍ TRENDŮ

### 6.4.1 LOESS smoother

Necht'  $y_i$  ( $i=1, \dots, n$ ) označuje pozorování v období  $p_i$ . Matici vyhlazení (smoother)  $S$  pro užití v rámci metody loess smoother sestavíme z řady vážených regresí konstruovaných pro každé období  $p_t$  použitím všech hodnot, které spadají do intervalu  $p_t \pm \Delta_t$ . Váha pozorování  $y_i$  v rámci lokální regrese pro období  $p_t$  je určena vzdáleností mezi období  $p_i$  a období  $p_t$ ,

$$w_{it} = \begin{cases} \left( 1 - \left( \frac{|p_t - p_i|}{\Delta_t} \right)^3 \right)^3 & \text{pro } 0 \leq \frac{|p_t - p_i|}{\Delta_t} \leq 1 \\ 0 & \text{jinak} \end{cases}$$

Šířka intervalu  $\Delta_t$  definuje míru vyhlazení a Nicholson a Fryer zvolili  $\Delta_t$  tak, že zahrnuje údaje z pevně stanoveného rozpětí časových období, tj.

$$\Delta_t = \max \left\{ \frac{\text{rozpětí} + 1}{2}, \text{rozpětí} - \min\{t-1, n-t\} \right\}$$

a při rozpětí sedmi období (rozpětí=7),

$$\Delta_t = \begin{cases} 4 & \text{pro } 4 \leq t \leq n-3 \\ 5 & \text{pro } t=3 \text{ nebo } t=n-2 \\ 6 & \text{pro } t=2 \text{ nebo } t=n-1 \\ 7 & \text{pro } t=1 \text{ nebo } t=n \end{cases}$$



### 6.4.2 LOESS smoother se sezonalitou

V případě půlročních a čtvrtletních údajů lze získat metodu LOESS smoother se sezonalitou rozšířením návrhové matice  $X$  o lokální regresi se sezónními faktory (seasonal dummies)  $s_t$ :

$$X = \begin{pmatrix} 1 & p_1 & s_1 \\ 1 & p_2 & s_2 \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ 1 & p_n & s_n \end{pmatrix},$$

přičemž v případě půlročních údajů

$$s_t = \begin{cases} 0 & t \text{ označuje zimní období} \\ 1 & t \text{ označuje letní období} \end{cases}$$

a v případě čtvrtletních údajů

$$s_t = \begin{cases} (0,0,0) & t \text{ označuje zimu} \\ (1,0,0) & t \text{ označuje jaro} \\ (0,1,0) & t \text{ označuje léto} \\ (0,0,1) & t \text{ označuje podzim} \end{cases}.$$

Další výpočty probíhají dle postupu uvedeného v předchozím bodu.

### 6.4.3 Testy ANOVA založené na metodě LOESS smoother

Testy na lineární komponentu trendu, kvadratickou komponentu trendu a na systematický trend časových řad lze získat pomocí součtů druhých mocnin.

$$SS_{total} = \sum_{t=1}^n (y_t - \bar{y})^2$$

$$SS_{linerror} = \min_{a,b} \sum_{t=1}^n (y_t - (a + bx_t))^2$$

$$SS_{quaderror} = \min_{a,b,c} \left\{ \sum_{t=1}^n (y_t - (a + bp_t + cp_t^2))^2 \right\}$$

$$SS_{error} = \sum_{t=1}^n (y_t - z(p_t))^2$$

se stupni volnosti

$$df_{total} = n - 1$$

$$df_{linerror} = n - 2$$

$$df_{quaderror} = n - 3$$

$$df_{error} = n - tr(2S - SS'),$$

koeficienty lineární regrese  $a$ ,  $b$ ,  $c$  a odhad vyhlazení (smoother)  $z(p_t)$ .  $df_{error}$  jsou dány průměrnou hodnotou  $SS_{error}$  za předpokladu nezávislých, náhodně distribuovaných odchylek s variabilitou  $\sigma^2$ :

$$\begin{aligned} E[SS_{error} / \sigma^2] &= E[(y'(I-S)(I-S)y) / \sigma^2] = tr[(I-S)(I-S')] \\ &= tr(I) - 2tr(S) + tr(SS'), \end{aligned}$$

kde  $y$  označuje vektor pozorovaných údajů a  $I$  označuje jednotkovou matici. Je třeba uvést, že  $SS_{error} / \sigma^2$  nemá chí-kvadrátové rozdělení, ovšem toto rozdělení lze aproximovat chí-kvadrátovým rozdělením s  $df_{error}$  stupni volnosti.

Celkovou sumu druhých mocnin  $SS_{total}$  lze rozdělit na čtyři části

$$SS_{total} = SS_{lin} + SS_{nonlin} + SS_{nonquad} + SS_{error}$$

kde

$$SS_{lin} = SS_{total} - SS_{linerror}$$

s  $df_{total} - df_{nonlin} = 1$  stupněm volnosti

$$SS_{quad} = SS_{linerror} - SS_{quaderror}$$

s  $df_{nonlin} - df_{nonquad} = 1$  stupněm volnosti

$$SS_{nonquad} = SS_{quaderror} - SS_{error}$$

s  $df_{quaderror} - df_{error} = tr(2S - SS') - 3$  stupni volnosti.

Sumy druhých mocnin lze použít k provedení aproximačních testů hypotézy existence nebo neexistence lineárního, kvadratického nebo systematického trendu.

## Test sezonality

Pokud srovnáme reziduální sumu čtverců získanou metodou LOESS smoother se sezonalitou a bez sezonality a provedeme aproximaci, lze test ANOVA použít také k provedení testu sezonality.

## 6.5 HODNOCENÍ ZVRÁCENÍ TRENDŮ

### 6.5.1 Test dvou úseků

Pokud lze předpokládat, že časové řady lze vysvětlit dvěma lineárními trendy se změnou v gradientu trendu uvnitř časového intervalu, lze použít test dvou úseků. Tento test se skládá ze tří kroků:

- (1) Rozdělte příslušný časový interval do dvou časových úseků a proveďte odhad příslušných regresních křivek.
- (2) Optimalizujte volbu časových úseků s ohledem na proložení výsledného modelu.
- (3) Pomocí statistického testu zkontrolujte, zda je model dvou úseků významně lepší než model jednoduché lineární regrese.

## Model

Příslušný matematický model je následující:

$$y_t = a_{s(t)} + b_{s(t)} p_t + error, t=1, \dots, n$$

$$\text{kde } s(t) = \begin{cases} 1 & p_t \leq b \\ 2 & p_t > b \end{cases},$$

a  $b$  označuje čas, kdy došlo ke zlomu v trendu.

Předpokládá se, že křivka trendu je v bodě zlomu spojitá, podmínka spojitosti je tedy splněna:

$$a_1 + b_1 b = a_2 + b_2 b.$$

Abychom se vyhnuli komplikovaným regresním analýzám s dalšími omezeními, bude v zápisu matice model reparamterizován a rozšířen na neekvidistantní časová období:

$$Y = X_b \beta + \varepsilon$$

kde

$$Y = (Y_1, \dots, Y_n)^T,$$

$$X_b = \begin{pmatrix} 1 & p_1 - b & 0 \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ 1 & p_k - b & 0 \\ 1 & 0 & p_{k+1} - b \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ 1 & 0 & p_n - b \end{pmatrix},$$

$$p_k \leq b \leq p_{k+1},$$

$$4 \leq k \leq n-4 \quad \text{a}$$

$$\beta = (\beta_1, \beta_2, \beta_3)^T.$$

## Algoritmus

Navrhovaný algoritmus je následující.

### Krok A: Volba časových intervalů

Vyberte  $b$  z  $\{p_4, \dots, p_{n-3}\}$  tak, aby reziduální suma čtverců

$$SS_{2\text{sections}} = \left( Y - X_b (X_b^T X_b)^{-1} X_b^T Y \right)^T \left( Y - X_b (X_b^T X_b)^{-1} X_b^T Y \right)$$

dosáhla svého minima.

### Krok B: Zjištění významnosti zlomu

Vypočítejte reziduální sumu čtverců

$$SS_{lin} = \left( Y - X (X^T X)^{-1} X^T Y \right)^T \left( Y - X (X^T X)^{-1} X^T Y \right)$$

pro model jednoduché lineární regrese

$$X = \begin{pmatrix} 1 & p_1 \\ 1 & p_2 \\ \vdots & \vdots \\ 1 & p_n \end{pmatrix}$$

a testovou statistiku.

$$F = \frac{(SS_{lin} - SS_{2sections})/2}{SS_{2sections}/(n-4)}.$$

Při nulové hypotéze, dle níž se v trendu nevyskytuje žádný zlom, můžeme testovou statistiku  $F$  považovat za přibližně F-distribuovanou s  $(2, n-4)$  stupni volnosti.

Pokud  $F$  převyšuje 95% kvantil F distribuce s  $(2, n-4)$  stupni volnosti, můžeme tedy usuzovat, že v trendu se nevyskytuje žádný zlom.

Obrat v trendu nastává, pokud je v prvním úseku trendu gradient křivky pozitivní a v druhém úseku negativní.

### 6.5.2 Zvrácení trendu se sezonalitou

V případě půlročních a čtvrtletních údajů je možno prozkoumat zvrácení trendu se sezonalitou rozšířením návrhové matice  $X_b$  a návrhové matice pro lineární trend o sezónní faktory (seasonal dummies)  $s_t$ :

$$X_b = \begin{pmatrix} 1 & p_1 - b & 0 & s_1 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ 1 & p_k - b & 0 & s_k \\ 1 & 0 & p_{k+1} - b & s_{k+1} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ 1 & 0 & p_n - b & s_n \end{pmatrix} \text{ a}$$

$$X = \begin{pmatrix} 1 & p_1 & s_1 \\ 1 & p_2 & s_2 \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ 1 & p_n & s_n \end{pmatrix}$$

kde v případě půlročních údajů

$$s_t = \begin{cases} 0 & t \text{ označuje zimní období} \\ 1 & t \text{ označuje letní období} \end{cases}$$

a v případě čtvrtletních údajů

$$s_t = \begin{cases} (0,0,0) & t \text{ označuje zimu} \\ (1,0,0) & t \text{ označuje jaro} \\ (0,1,0) & t \text{ označuje léto} \\ (0,0,1) & t \text{ označuje podzim} \end{cases}.$$

Stanovení příslušných časových intervalů je popsáno v předchozí části.



Můžeme vypočítat testovou statistiku,

$$F = \frac{(SS_{lin} - SS_{2sections})/2}{SS_{2sections}/(n-m)}$$

kde  $m=5$  pro půlroční údaje a

$m=7$  pro čtvrtletní údaje.

Při nulové hypotéze, dle níž se v trendu nevyskytuje žádný zlom, můžeme testovou statistiku  $F$  považovat za přibližně F-distribuovanou s  $(2, n-m)$  stupni volnosti.

Pokud  $F$  převyšuje 95% kvantil F distribuce s  $(2, n-m)$  stupni volnosti, můžeme usuzovat, že v trendu se nevyskytuje žádný zlom. Obrat v trendu nastává, pokud je v prvním úseku trendu gradient křivky pozitivní a v druhém úseku negativní.

## 6.6 VÝPOČETNÍ ZPRACOVÁNÍ

Výsledkem projektu je algoritmus i softwarový nástroj (*GWstat*) pro navrhovaný postup seskupování údajů i hodnocení trendů/zvrácení trendů.

Softwarový nástroj vyvinutý společností „quo data“ umožňuje seskupování dat a hodnocení trendů/zvrácení trendů a zahrnuje také výpočet síťového kritéria, „indexu reprezentativnosti“.

V souladu se smlouvou je tento nástroj poskytován zdarma. Tato verze nástroje neobsahuje databázi, neboť údaje pro analýzu musí být dodány v samostatných souborech.

Pro účely projektu byla použita komplexní sada programů *WaterStat*. Tato sada byla upravena dle potřeb projektu a byla použita pro zpracování testovacích sad údajů.

Softwarovou sadu *WaterStat* je možno dále upravit, přičemž úpravy se mohou týkat databází, zpracování dat, zpráv a jejich formátů, nástrojů pro navrhování sítě atd. Tento nástroj by mohl zajistit jednotný postup v rámci EU v oblasti hodnocení chemického stavu a analýz trendů. Úpravy softwaru by mohla zajistit společnost „quo data“ a mohly by být zajištěny na vlastní náklady, pokud o ně instituce členských států projeví výslovný zájem.

## 7 VAZBY NA DALŠÍ PRACOVNÍ SKUPINY

Projekt je součástí „Společné strategie pro implementaci Rámcové směrnice“, kterou vytvořila Evropská komise, aby bylo zajištěno společné chápání a přístup k implementaci Rámcové směrnice. Pracovní skupina tohoto projektu (Společná strategie pro implementaci Rámcové směrnice – Klíčová činnost 2: Vývoj metodického pokynu pro technické problémy, 2.8 Metodický pokyn pro nástroje hodnocení a klasifikaci podzemních vod) je jednou z deseti pracovních skupin ustavených na podnět Evropské komise pro vytvoření pokynů ohledně konkrétních problémů souvisejících s implementací Rámcové směrnice. Kvůli integrovanému přístupu zakotvenému v Rámcové směrnici je nutná provázanost mezi pracovními skupinami. Práce této skupiny a výsledky tohoto projektu tedy navazují na práci ostatních pracovních skupin.

Byla zjištěna návaznost na následující skupiny:

- WG 2.7 *Vytvoření pokynu pro monitorování*
- WG 2.1 *Pokyn pro analýzu vlivů a dopadů*
- WG 3.1 *Vytvoření sdíleného Geografického informačního systému*
- WG 4.1 *Integrované testování pokynů v pilotních povodích*
- *Odborné poradní fórum pro podzemní vody EAF–GW*

Při zpracování projektu se objevily základní požadavky na implementaci Rámcové směrnice týkající se podzemních vod, které by měly zvážit ostatní pracovní skupiny, aby byl zajištěn harmonizovaný přístup a použitelnost navrhovaného postupu.

Několik otázek, na které by se měl vypracovat pokyn, je uvedeno níže k dalšímu projednání pro pracovní skupiny. Otázky jsou rozděleny na „závěry“ projektu, které je nutno vzít v úvahu, a na „otevřené otázky“, které je třeba dále projednat.

### Vymezení útvarů podzemní vody

Otevřené otázky

- Během projektu několikrát vyvstala jasná naléhavá potřeba najít společné chápání a společnou definici termínu „útvary podzemní vody“. Jelikož další fáze implementace aspektů Rámcové směrnice týkajících se podzemních vod v členských státech začíná vymezením útvarů podzemních vod, je nezbytně nutné, především z hlediska srovnatelnosti, vytvořit pro tuto otázku pokyn. Pro potřeby projektu bylo společné chápání a definice termínu „útvary podzemní vody“ nalezeno (viz Příloha 8).

### Výchozí a další charakterizace

Otevřené otázky

- Je třeba vytvořit pokyny pro výchozí a další charakterizaci útvaru podzemní vody. Obecný popis útvaru podzemní vody tvoří nezbytný základ pro interpretaci kvalitativních údajů, proto byly tyto informace (podle ustanovení Rámcové směrnice, Přílohy II) získány prostřednictvím on-line dotazníku. Dále byly získány i slovní popisy a údaje GIS (viz kapitola 4.2).

### Výběr parametrů pro monitorování a kritéria situačního a provozního monitoringu - identifikace rizik

Závěry

- Aby byla při zjištění trendu zahrnuta „funkce včasného varování“, byl výchozí bod definován následovně: pokud  $MS95 > 75\%$  mezní hodnoty, je útvary podzemní vody identifikován jako rizikový z hlediska splnění cílů stanovených v čl. 4 Rámcové směrnice, a je tedy nutné zajistit

provozní monitoring, aby byly získány spolehlivé údaje jako základ pro hodnocení stavu útvaru podzemní vody a pro hodnocení trendů (viz kapitola 5.4.4).

#### Otevřené otázky

- Které parametry by měly být monitorovány? Jaká kritéria by měla být uplatněna, pokud nejsou k dispozici žádné mezní hodnoty?  
V rámci skupiny nebylo jasné, zda existuje nějaký základ pro monitorování látek, které by mohly znečistit podzemní vody, pokud neexistují žádné mezní ani akční hodnoty. Provozní monitoring parametrů začíná při zjištění rizika, stejně tak zjišťování trendů úzce souvisí s identifikací rizika. V rámci projektu jsou identifikace rizika a výchozí bod pro hodnocení trendů definovány jako funkce mezní hodnoty. Jelikož směrnice se zmiňuje pouze o několika málo mezních hodnotách (pouze dusičnany a pesticidy), kvalitativní stav by se tedy měl hodnotit pouze z hlediska několika parametrů.  
Termín „akční hodnoty“ byl navržen pro označení seskupených výsledků na úrovni útvaru podzemní vody, nikoli však pro jednotlivé body v rámci útvaru. V případě překročení akční hodnoty by měly být provedeny kroky ke zlepšení kvality podzemních vod.  
Aby bylo možné rozšířit použitelnost Rámcové směrnice i na další parametry, je nutné uvést výslovný výčet doplňkových parametrů a stanovit „akční hodnoty“, pokud nejsou k dispozici žádné mezní hodnoty.

#### Monitorovací síť

##### Otevřená otázka

- strategie pro navrhování sítě situačního a provozního monitoringu.

##### Závěry

- Byl stanoven minimální požadavek tří míst odběru vzorků na jednom útvaru podzemní vody (1 místo pro dílčí útvar) (viz kapitola 5.3.3 a 5.4.1).
- Kontinuita je považována za velmi důležitou s ohledem na vybraná místa odběru vzorků. Změna míst odběru vzorků by měla být co nejmenší. V případě změn monitorovacích stanic je nutné zajistit, aby se tyto změny neprojevíly na výsledku hodnocení.
- Rozmístění monitorovacích míst stejně jako vybraný počet a typ míst byl považován za důležitý s ohledem na použitelnost navrhovaných statistických metod a srovnatelnost hodnocení. Homogenita monitorovací sítě je nutným předpokladem a může být přezkoumána prostřednictvím indexu reprezentativnosti, který byl vypracován. V případě, že hydrogeologické podmínky nejsou homogenní, musí monitorovací síť tyto podmínky odrážet. (viz kapitola 5.4.1).

#### Četnost monitorování

##### Závěry

- Navrhované postupy berou v úvahu minimální požadavek Rámcové směrnice, tzn. jedno měření ročně.
- Četnost monitorování musí odpovídat přírodním podmínkám útvaru podzemní vody.
- V časových řadách mohou některé pozorované hodnoty chybět, ale pro hodnocení trendů by neměly chybět dvě nebo více po sobě následujících hodnot, jelikož to by znamenalo riziko zkreslení výsledků způsobeného extrapolací.
- Aby se předešlo zkreslení výsledků kvůli sezónním efektům, což snižuje sílu analýz trendů, a uměle vneseným trendům, je nutné pečlivě zvážit čas a období odběru vzorků (viz kapitola 5.4.4). V případě ročních měření, je třeba zaručit, že měření je prováděno ve stejném čtvrtletí nebo v určitém časovém období.
- Sezónní efekty by mohly být vneseny vzhledem k různé četnosti monitorování na jednotlivých místech.

### **Analytické požadavky na KL a DL**

#### Otevřené otázky

- Z diskuse vyplynulo, že je nezbytné poskytovat dostatečné informace o KL a DL (viz kapitola 5.3.2 a 5.4.2)
- Postup při odběru vzorků a chemická analýza musí zaručit kontinuitu výsledků. Je třeba uplatňovat příslušné normy/standardy (např. bylo zdůrazněno uchovávání vzorků). Také bylo považováno za důležité charakterizovat použité analytické metody, aby byla zajištěna srovnatelnost výsledků.

#### Závěry

- Pokud je dostupná mezní hodnota, KL by neměl být vyšší než 60 % mezní hodnoty. Tento minimální požadavek na KL v souvislosti s mezní hodnotou byl stanoven, aby bylo možné provést navrhované výpočty (viz 5.4.2).

### **Formáty pro výměnu údajů**

#### Otevřené otázky

- Pro lepší srovnatelnost a úplnost výsledků je nutné vytvořit společné formáty pro výměnu údajů.

#### Závěry

- Pro potřeby projektu byly v rámci sběru testovacích údajů vytvořeny formáty pro výměnu dat. Získávání informací o obecné charakterizaci útvarů podzemních vod prostřednictvím on-line dotazníku zlepšilo srovnatelnost informací, a předešlo se tak manipulaci s údaji, což bývá častý zdroj chyb (viz Přílohy 10 a 11).  
Pro sběr kvalitativních údajů byl vytvořen formát pro výměnu databází (viz Přílohy 8 a 9).
- Pro potřeby projektu byly sebrány údaje GIS (poloha hranic útvaru podzemní vody, poloha míst odběru vzorků a podpůrné informace (např. zobrazení, měřítko atd.)). Údaje byly převedeny a sloučeny.
- Údaje GIS nebyly použity pouze pro prezentaci výsledků (prostřednictvím WebGIS), ale také pro výpočty (hodnocení kritérií sítě, užívání území prostřednictvím CORINE Landcover).

### **Jak prezentovat výsledky**

#### Otevřené otázky

- Aby byla podpořena srovnatelnost výsledků, je nutné vytvořit pokyny pro prezentaci výsledků.

#### Závěry

- Pro potřeby projektu byla použity stránky WebGIS, kde jsou přístupné vybrané výsledky a seskupené údaje z projektu.



## 8 PŘÍLOHA

Na přiloženém CD-ROMu naleznete následující přílohy.

- Příloha 1: Manuál k *GWstat*
- Příloha 2: Charakterizace útvarů podzemních vod
- Příloha 3: Slovní popis útvarů podzemních vod
- Příloha 4: Statistické otázky
- Příloha 5: Navrhované a zkoumané algoritmy
- Příloha 6: Tabulky údajů
- Příloha 6a: Vzorový výpočet a index reprezentativnosti  $R_U$
- Příloha 7: Histogramy
- Příloha 8: Pokyny pro výměnu údajů
- Příloha 9: Specifikace pro výměnu údajů
- Příloha 10: Popis vodního útvaru – dotazník on-line
- Příloha 11: Popis vodního útvaru – Slovníček a pomoc on-line
- Příloha 12: Monitorování a statistika – činnosti v členských státech