

Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů
Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin

Znečištění ovzduší v České republice
Diplomová práce

Autor práce: Bc. Petr Kyncl
Vedoucí práce: prof. Ing. Daniela Pavlíková, CSc.

2012

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma Znečištění ovzduší v České republice vypracoval samostatně a použil jen pramenů, které cituji a uvádím v přiložené bibliografii.

V Praze dne 10. dubna 2012

.....

Bc. Petr Kyncl

Poděkování

Děkuji prof. Ing. Daniele Pavlíkové, CSc. za poskytnutí odborných rad a pomoci nad rámec povinností při zpracování diplomové práce.

SOUHRN

Práce je zaměřena na problematiku znečištění ovzduší ve dvou zájmových oblastech České republiky. Data z období let 2000 až 2009 s hodnotami koncentrací sledovaných polutantů v ovzduší (SO₂, NO₂, PM₁₀, CO, O₃) byla získána ze sítě automatického imisního monitoring Českého hydrometeorologického ústavu a Státního zdravotního ústavu a byla graficky a statisticky vyhodnocena.

Údaje z jednotlivých let a stanic byly mezi sebou porovnány a byl odvozen vývoj imisních koncentrací za sledované období, trend byl porovnán s výsledky odborných prací autorů zabývajících se problematikou znečištění ovzduší. Bylo určeno, které zájmové území dosahuje vyšších koncentrací polutantů a poté byla pomocí dostupných zdrojů informací i vlastních hypotéz určena možná příčina naměřených hodnot.

Bylo zjištěno, že hodnoty koncentrací prachu na stanici v Praze – Smíchově během první poloviny období narostly o 32 %, na konci sledovaného období se však dostaly pod úroveň hodnot z roku 2000. Průměrné hodnoty koncentrací PM₁₀ v Praze ve srovnání na začátku a konci sledovaného období klesly průměrně o třetinu. Například v měsíci dubnu v prvním a posledním roce sledovaného období lze pozorovat, že hodnoty klesly i o dvě třetiny (duben 2000 = 51 μg/m³, duben 2009 = 17,1 μg/m³). Naměřené koncentrace oxidu siřičitého se v severozápadních Čechách v lednu 2000 a 2009 zvýšily o 45 %. Zatímco v lednu 2000 byla průměrná měsíční koncentrace SO₂ 25,2 μg/m³, ve stejném měsíci v roce 2009 byla průměrná koncentrace oxidu siřičitého 45,4 μg/m³. Průměrné měsíční koncentrace oxidu dusičitého v Praze zaznamenaly v roce 2009 ve svých maximech pokles o 8,3 % oproti maximům v roce 2000, průměrné měsíční koncentrace v říjnu 2000 dosahovaly hodnoty 35,1 μg/m³, ve stejném měsíci v roce 2005 pak 37,7 μg/m³, v říjnu roku 2008 byl měsíční průměr 34,9 μg/m³ a v posledním sledovaném roce byl říjnový průměr 29,3 μg/m³. Hodnoty koncentrací přízemního ozónu ve srovnání počátku a konce monitorovaného období stagnovaly. Na začátku období je možné pozorovat maximální průměrné měsíční koncentrace v Praze v červnu 75,7 μg/m³, hodnoty v roce 2009 dosáhly maxima v dubnu – 77 μg/m³, což odpovídá zanedbatelnému nárůstu 1,7 %.

Bylo zjištěno, že zásadní vliv na skladbu a výši hodnot koncentrací polutantů v ovzduší mají především vozidla poháněná spalovacími motory, velké spalovací zdroje, lokální topeniště, ale také nadmořská výška. Lze konstatovat, že významný podíl na vývoji stavu ovzduší může mít i zpřísnění legislativních norem.

Klíčová slova:

Znečištění ovzduší, SO₂, NO₂, PM₁₀, CO, O₃, měřicí stanice, zdroje znečištění

SUMMARY

The work is focused on air pollution in two areas of interest of the Czech Republic. Data from the period 2000 to 2009 with concentration values of pollutants in the ambient air (SO_2 , NO_2 , PM_{10} , CO , O_3) were obtained from an automatic monitoring of air pollution network provided by the Czech Hydrometeorological Institute and the National Health Institute. Values were graphically and statistically evaluated.

Data and their trends of development were compared with the results of other air pollution scientific studies. It was found which region of the interest reaches higher concentrations of air pollutants. With using the available information sources and own hypotheses were derived possible reasons of the measured values.

It was found that concentrations of particulates at the measuring station in Prague - Smíchov increased by 32 % during the first half of period but at the end of the period they were below the level of values from 2000. Average concentrations of PM_{10} decreased by one third at begin and end of the period in Prague. For example, in the month of April in the first and the last year of the period it can be seen that values have decreased by two-thirds (April 2000 = $51 \mu\text{g}/\text{m}^3$, April 2009 = $17.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Measured concentrations of sulfur dioxide in the north-west Bohemia in January 2000 and 2009 increased by 45%. In January 2000, the monthly average of SO_2 concentration was $25.2 \text{ mg}/\text{m}^3$, in the same month in 2009, the average of sulfur dioxide concentration was $45.4 \text{ mg}/\text{m}^3$. Average monthly concentrations of nitrogen dioxide in Prague recorded in 2009 in their maxima decrease by 8.3 %. There was measured: in October 2000 monthly average was $35.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in the same month in 2005 was $37.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in October of 2008 the monthly average was $34.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ and in the last reporting year, the October average was $29.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Values of ozone concentrations stagnated at begin and end of the monitored period. At begin of the period it is possible to observe the maximum monthly average concentration in Prague in June ($75.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), values in 2009 peaked in April - $77 \text{ mg}/\text{m}^3$, which corresponds to a negligible increase of 1.7 %.

It was found that vehicles powered by combustion engines, large combustion sources, local heating, but also altitude have a major influence on the composition and concentrations values of pollutants in ambient air. Legislative may have very important influence on the trend of air pollution development.

Keywords:

Air pollution, SO₂, NO₂, PM₁₀, CO, O₃, measuring stations, the source of air pollution

1. ÚVOD	9
2. CÍL PRÁCE	10
3. PŘEHLED LITERATURY (LITERÁRNÍ REŠERŠE)	11
3.1 Pevné částice	11
3.1.1 Zdroje znečištění	11
3.1.2 Vliv na zdraví člověka	12
3.1.3 Vliv na rostliny	15
3.2 Oxid siřičitý	16
3.2.1. Zdroje oxidu siřičitého	17
3.1.3 Vliv na zdraví člověka	19
3.1.3 Vliv na rostliny	20
3.2 Oxidy dusíku	21
3.3.1 Zdroje oxidů dusíku	21
3.3.2 Účinky na zdraví člověka	22
3.3.3 Účinky na rostliny	23
3.4 Oxid uhelnatý	24
3.4.1 Zdroje oxidu uhelnatého	24
3.4.2 Vliv na zdraví člověka	25
3.5 Troposférický ozón	25
3.5.1 Zdroje přízemního ozónu	26
3.5.2 Vliv na rostliny	27
3.5.3 Vliv na zdraví člověka	28
3.6 Těkavé organické látky	29
3.6.1 Zdroje VOC	30
3.6.2 Vliv na zdraví člověka	31
3.6.3 Vliv na rostliny	31
3.7 Legislativa ochrany ovzduší – vývoj	32
4. MATERIÁL A METODY	35
4.1 Stanice na území hlavního města Prahy	36
4.2 Stanice na území okresů Most a Chomutov	37
4.3 Vyhodnocení dat	38
4.4 Popis sledovaných oblastí	39
4.4.1 Hlavní město Praha	39
4.4.2 Bývalé okresy Most a Chomutov	40

5. VÝSLEDKY	43
5.1 Prachové částice PM ₁₀	43
5.2 Oxid siřičitý	46
5.3 Oxid dusičitý	49
5.4 Oxid uhelnatý	52
5.5 Přízemní (troposférický) ozón	54
6. DISKUZE	57
6.1 Pevné částice	57
6.2 Oxid siřičitý	58
6.3 Oxid dusičitý	60
6.4 Oxid uhelnatý	61
6.5 Přízemní (troposférický) ozón	62
7. ZÁVĚR	65
8. SEZNAM LITERATURY	67
9. PŘÍLOHY	74

1. ÚVOD

Čistý vzduch je základní potřebou každého člověka, proto je otázka znečištění ovzduší nadčasovým problémem. Monitorování čistoty ovzduší je základním nástrojem v zajištění jeho odpovídající kvality. Vývoj znečištění ovzduší a vývoj člověka jsou spolu prokazatelně spojeny a velmi úzká spojitost je i mezi stavem ovzduší a životního prostředí.

Důležité lidské milníky jako například průmyslová revoluce změnily charakter ovzduší. Velký vliv na jeho stav má zavedení patřičných norem a sankce pro znečišťovatele ovzduší. Nepříliš tvrdé sankce, jak jsme se mohli přesvědčit za bývalého politického režimu, mohou vést až ke katastrofálnímu stavu životního prostředí s negativním vlivem na všechny jeho živé i neživé složky.

Kromě negativního vlivu na složky životního prostředí se nabízí i hledisko ekonomické. Například omezení výroby průmyslových podniků na delší časovou jednotku při vyhlášeném stavu regulace může zapříčinit finanční ztráty jak pro podnik samotný, tak potažmo i pro českou ekonomiku.

V současné době je pro většinu Čechů již nepředstavitelné, že by kvůli imisní situaci byla omezena školní docházka, doprava, průmyslové provozy či by dokonce měli nosit ochranné roušky. V nedávné minulosti toto bylo běžné a třeba omezení průmyslových provozů je v některých krizových oblastech při nepříznivých rozptylových podmínkách běžné i dnes.

Po revoluci v roce 1989 byly přijaty první zákonné normy, které daly základ aktuální legislativě v oblasti ochrany ovzduší. Přinesly tyto normy zlepšení v oblasti kvality venkovního ovzduší? Jaký je vývoj jednotlivých polutantů ve sledovaných oblastech? Jaký vliv na čistotu ovzduší má neustále se rozvíjející automobilová doprava, povrchové doly a velké spalovací zdroje v podobě tepelných elektráren? Je kvalita venkovního ovzduší lepší v Praze nebo v severozápadních Čechách?

2. CÍL PRÁCE

Práce si klade za cíl vyhodnotit získaná data a porovnat stav ovzduší z hlediska znečištění základními polutanty ve dvou vybraných oblastech. Dalším cílem práce je určení trendu vývoje hodnot koncentrací jednotlivých znečišťujících látek a stanovení možné příčiny trendu.

3. PŘEHLED LITERATURY (LITERÁRNÍ REŠERŠE)

3.1 Pevné částice

Pevné částice či (pevné) prachové částice (anglicky: particulates či particulate matter – PM) jsou drobné pevné či kapalné částice rozptýlené ve vzduchu. Podle velikosti jednotlivých částic doplňujeme označení PM ještě číslem v podobě dolního indexu, které udává průměr sledovaných částic (např. PM_{2,5}, PM₅, PM₁₀). Z hlediska dlouhodobého sledování se nejčastěji sledují částice PM₁₀, tedy ty s průměrem do 10 mikrometrů. Z toxikologického hlediska jsou tyto látky významné z toho důvodu, že se na jejich povrch můžou vázat například těžké kovy či jiné toxické látky (Janoušková, Hůnová, 2004).

PM (Particulate matter) neboli pevné částice se dělí na primární a sekundární pevné částice, které se formují z takzvaných PM plyných prekurzorů. Těmi jsou SO₂, NO_x, NH₃, VOC a NMVOC. Primární PM označuje tu část pevných částic, která je přímo emitována do atmosféry, sekundární PM oproti tomu vzniká v atmosféře oxidací plyných prekurzorů, například oxidem siřičitým a oxidy dusíku v kyselinu sírovou a kyselinu dusičnou. Dále mohou vznikat také sekundární organické PM, které vznikají z těkavých organických látek (VOC – volatile organic compounds) (Zhao, 2009).

Dle bilancí ČHMÚ (2009) se produkce tuhých znečišťujících látek v České republice blíží každoročně 65 tisícům tun. Největší měrou se na produkci podílí doprava, vytápění domácností, veřejná energetika a spalovací výrobní procesy.

3.1.1 Zdroje znečištění

Zdroje znečištění můžeme rozdělit na antropogenní a přírodní. Z přírodních zdrojů se na emisích podílí zejména vulkanická činnost, dále jsou pak pevné částice unášeny do ovzduší větrem z ploch s řídkým nebo žádným vegetačním pokryvem – pouště, stepi apod. (Baird, 2003). Nejvýznamnějším antropogenním zdrojem jsou spalovací procesy, hlavně v automobilových motorech a elektrárnách a další vysokoteplotní procesy, jako je tavení rud a kovů nebo svařování. Tyto procesy produkují částice o velikosti kolem 20 mikrometrů (Jaeger-Voirol, Pelt, 2000). Dalším velice významným zdrojem produkce jsou tzv. lokální topeniště. V lokálních topeništích na uhlí, a to zvláště v přechodném období, dochází k nedokonalému spalování. Na rozdíl od velkých energetických celků je situace při spalování tuhých paliv v malých lokálních spotřebičích komplikována tím, že spaliny z lokálních spotřebičů, situovaných v husté občanské zástavbě s pomalým rozptylem do vertikálních i horizontálních vrstev atmosféry, mají nízké vyústění svých komínů nad okolním terénem a

jejich lokalizace v terénních podmínkách odráží přísně situování potřeb obyvatelstva, kde hlavními faktory jsou zejména ekonomika a dostupnost jednotlivých druhů paliv v daných územních lokalitách. I přes intenzivní plynofikaci, která v posledních letech probíhá, jsou statisíce domácností v ČR stále odkázány na vytápění lokálními spotřebiči na tuhá paliva (Tekáč et.al., 1998). Významným zdrojem znečištění ovzduší tuhými znečišťujícími látkami je také úlet z ploch bez trvalého rostlinného porostu – příkladem mohou být povrchové lomy, například oblasti s rozvinutou těžbou hnědého uhlí v severozápadních Čechách nebo zemědělské oblasti (Vráblíková, 2009).

Největším zdrojem prachových částic ve větších městech je však doprava – motorová vozidla. I přesto, že dochází k postupné obnově vozového parku České republiky – stará vozidla nahrazují novější typy s motory s příznivějšími emisními koncentracemi tuhých znečišťujících látek, dochází dlouhodobě k nárůstu imisních koncentrací PM₁₀, protože počet provozovaných automobilů neustále roste. Za posledních sedm let se počet zvýšil o sedm set tisíc automobilů (Kurfürst et.al., 2008). Náhrada starých automobilů převážně se zážehovými motory automobily novějšími, z nichž desítky procent jsou vybaveny vznětovými motory, vůbec nemusí vést ke snížení částic (sníží se např. emise oxidu uhelnatého, ty ale nejsou v současné době problematické), naopak, může emise částic ještě zvýšit. Emise z automobilu se zážehovým motorem byly pro normální i agresivní jízdu o řád nižší než emise u obou automobilů se vznětovými motory; zde nutno doplnit, že starší typy vozidel byly vybaveny na dnešní dobu primitivní technologií – karburátorem, bez elektronického řízení, a bez jakéhokoli katalyzátoru (Vojtíšek, 2010).

Zejména vznětové motory emitují částice o velikosti převážně jednotek až stovek μm , přičemž nejvyšší početní zastoupení mají částice o ekvivalentním průměru vyšších desítek μm . Větší částice, zpravidla aglomeráty (shluky), otěrové částice a prach, tvoří velmi malý zlomek celkového množství emitovaných částic. Vznětové motory tvoří třetinu až polovinu celkového počtu lehkých vozidel a prakticky všechna těžká vozidla (Kittelson, 2006), Vojtíšek (2010) uvádí, že podíl vznětových motorů v ČR na celkovém počtu lehkých vozidel je 40 %.

3.1.2 Vliv na zdraví člověka

Dýchání je nejvýznamnější cesta pro vstup pevných částic do organismu s cílovým orgánem – plicemi. Při vdechování částic větších než 10 μm (Nohavica, 2009) dochází k jejich zachycení sliznicí na skořepě nosní. Částice mohou být ze sliznice přemístěny rytmickým pohybem záchytných bičků do úst. Částice menší, zvláště nanočástice s

rozměrem pod 100 μm zůstávají v proudícím vzduchu jdoucím do průdušek lalokových a segmentálních a následně difundují stále jemnějšími průduškami do plicních sklípků, odkud jsou postupně odstraňovány fagocytózou. Přitom mohou být částice degradovány nebo jsou „hlenovým eskalátorem“ vyplavovány. Je-li hlenový eskalátor soustavně přetěžován, zvětšuje se počet hlenových žláz a buněk vylučujících hleny, což se děje u kuřáků nebo při inhalaci dráždivých substancí a vzniká dispozice k bronchitidě. Je-li množství částic příliš velké s ohledem na fagocytární činnost alveolárních makrofágů – dochází k zánětům a alveolární destrukci s následnou fibrózou (Holgate, 2008). Inhalované nebiologické částice jsou hlavní příčinou lidských plicních onemocnění s toxicitou závislou na jejich rozměru, složení, dávce, délce expozice a vnímavosti subjektu. Inhalace minerálního prachu, často v průběhu mnoha let, vede ke vzniku pneumokonie, v případě uhelného prachu a silikózy při inhalaci kamenného prachu, kdy vzniká fibróza a v plicích se tvoří dutiny. V případě inhalace azbestu, se tvoří plicní fibróza, ale podstatně vážnější je mesothelioma (rakovina pohrudničních mesotheliálních buněk) a rakovina plic (Churg et.al., 1990).

Pevné částice často obsahují absorbované karcinogenní látky jako sírany, amonné ionty, těžké organické látky a v neposlední řadě těžké kovy. Všechny tyto absorbované látky představují riziko pro zdraví člověka z hlediska jejich toxicity (Janoušková, Hůnová, 2004). Těžké kovy, jenž jsou součástí jemných částic usazených v plicích, které je mohou v různém množství absorbovat, posléze migrují do ostatních částí lidského těla. Těžké kovy absorbované v krvi, kam se dostanou z plic po inhalaci, zasahují do normálního metabolismu inhibicí nebo stimulací enzymových systémů. Mohou poškozovat orgány a způsobovat vznik rakovinných nádorů nebo podporovat jejich růst (WHO, 2003)

Těžkými kovy se rozumí kovy, jejichž hustota je větší než 4500 kg/m^3 , jsou toxické a mají tendenci se akumulovat v potravním řetězci.

Kovy se vyznačují různou mírou toxicity a různým působením na živé organismy (Prokeš et.al., 2005):

- prvky silně toxické: As, Cd, Hg, Pb, Cr, Th a Ni
- prvky potenciálně toxické: Co, Cu, Fe, Mn, Se a Zn
- prvky méně toxické: Sb, Sn, V.

Z hlediska výskytu v ovzduší jsou nejvýznamnější olovo, kadmium, arsen a rtuť (Ritz et.al., 2003).

Olovo

Olovo vstřebané v plicích je transportováno krví do jater a ledvin, kde se kumuluje. Při intoxikaci olovem mohou být poškozeny ledviny a játra, krev, nervový systém a kardiovaskulární systém. Část olova v játrech se vylučuje žlučí do střeva. Malý podíl olova se vylučuje močí. Olovo se ukládá především v kostech, játrech a ledvinách. Důsledkem chronického zatížení organismu olovem jsou nervové poruchy, poruchy trávení, hubnutí, případně ochrnutí dolních končetin (Prokeš et.al., 2005).

Olovo způsobuje řadu zdravotních problémů. Na seznam toxických účinků olova patří zvýšený krevní tlak, poruchy gastrointestinálního traktu, anémie, neuropatie, poruchy metabolismu vitamínu D, zpomalení růstu, poruchy imunitního systému, poruchy nervového systému, behaviorální, kognitivní změny a pokles inteligenčního kvocientu (a v důsledku toho řada dalších sociálních jevů jako je sklon k násilí a zneužívání drog), poruchy vedení nervového vzruchu, sluchové ztráty, poruchy reprodukce, vývojová toxicita a encefalpatie (ATSDR, 1999).

Analýza dostupných dat dle Schwartz (1994) ukazuje na to, že expozice olovu v raném dětství je příčinou poklesu inteligenčního kvocientu. Na základě meta-analýzy odhadl, že vzestup plumbémie (koncentrace olova v krvi) z 10 µg/dcl na 20 µg/dcl vede k průměrné ztrátě 2,6 IQ bodů. Na základě analýzy provedené Schwartzem lze vycházet z představy, že vztah mezi plumbémií a ztrátou inteligenčního kvocientu je lineární a že vzestup plumbémie o 5 µg/dcl vede k průměrné ztrátě 1,3 bodu IQ.

Řada epidemiologických studií se zabývala vztahem expozice olovu k výšce krevního tlaku. Nezávislou analýzu dat pořízených na základě pozorování celkem 32 000 mužů provedl v r. 2002 Nawrot et.al. Výsledky této studie ukazují, že zdvojnásobení plumbémie je následováno vzestupem systolického krevního tlaku o 1,2 mm Hg (Nawrot et.al., 2002).

Nepříznivé účinky olova na krevtvorbu se začínají objevovat při plumbémii kolem 50 µg/dl u dospělých a 40 µg/dl u dětí. Existují ale i studie, které posouvají práh olova pro hematotoxické účinky na hodnotu 20 µg/dl (Schwartz, 1994). Na druhé straně ale ATSDR považuje za práh pro hematotoxicitu u dětí hodnotu plumbémie 70 µg/dl a u dospělých 80 µg/dl. Výsledky studie ukazují, že anémie se vyvine jen u určité části exponované populace. Např. Schwartz (1994) pozoroval, že u dětí s plumbémií nad 60 µg/dl se anémie objevila jen u 20 % exponovaných. K této skutečnosti musí odpovídat i další kvantitativní odhady dopadů expozice olovu, pokud se hodnotí anémie.

Kadmium

Kadmium se vyznačuje akumulací v životním prostředí. Kadmium vstřebané v plicích je transportováno krví do jater a ledvin, kde se kumuluje. Krevní hladina kadmia je u nekuřáků 0,2-3 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$, u kuřáků 0,2-6 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$. Kadmium negativně ovlivňuje metabolismus vápníku a tím tvorbu vitamínu D.

Jako důsledek působení kadmia byly popsány nekrózy (rozpad) a tumory (nádory) pohlavních žláz, poruchy funkce ledvin, resp. poruchy kardiovaskulárního systému. Při otravě kadmiiem mohou být poškozeny ledviny a játra, kadmium dále může způsobit poškození plodu a může mít karcinogenní účinky, poškozuje pohlavní orgány a má vliv na krevní tlak. Ledviny jsou orgánem, který nejvíce akumuluje kadmium, v ledvinách dospělého člověka je obsaženo 4-10 mg Cd (Järup et.al., 1998).

Rtuť

K otravě elementární rtuť může dojít kromě požití i inhalací jejích par. Plícemi vstřebaná rtuť se zachycuje v játrech, ledvinách a mozku. Část rtuti z jater je vyloučena žlučí do střeva. Rtuť se hromadí ve vlasech a nehtech. Vazbou rtuti na určitá místa v bílkovinách dochází u četných enzymů k jejich inhibici. Hlavní orgány, které jsou poškozeny při intoxikaci rtuť a jejími sloučeninami, jsou ledviny a mozek. Dlouhodobý příjem nízkých dávek rtuti (chronické působení) má za následek nervové poruchy a vypadávání zubů (SZÚ, 2005).

Arsen

Vzhledem k vysoké afinitě arsenu ke keratinu se vstřebaný arsen hromadí ve vlasech, nehtech a kůži. Potom dochází k jejich hromadění také v játrech a později v ledvinách, což zřejmě souvisí s jejich vylučováním. Relativně malé množství arsenu se přitom nachází v mozku, srdci a děloze (Mandal, Suzuki, 2002). U arsenu byly prokázány karcinogenní, mutagenní a teratogenní účinky. Způsobuje kožní změny, neurologické změny a hematologické změny (Prokeš, 2005).

3.1.3 Vliv na rostliny

Aerosol může působit na rostliny mechanicky zaprášením. Zaprášení listů rostlin snižuje jejich aktivní plochu a způsobuje tak nižší fotosyntetickou aktivitu, což vede ke zpomalení transportních pochodů, případně k blokaci syntézy pigmentů a obecně brání růstu a vývoji rostliny (Janoušková, Hůnová, 2004).

Některé druhy řas jsou více či méně vhodné k použití hodnocení kvality ovzduší. Některé na znečištění reagují velmi citlivě. Ve výzkumné činnosti se využívá druhů, které jsou velmi citlivé na různé stupně znečištění, jsou dobře morfologicky definované, případně definované geneticky. Těmito druhy jsou např. *Chlorella saccharophila* a *Chlorella ellipsoidea* (Freystein, 2008).

Těžké kovy, které jsou často absorbovány na částičky prachu, se gravitační depozicí dostávají do půdy, odkud jsou transportovány kořeny do rostliny. Zde se způsoby transportu rozcházejí v závislosti na jednotlivém těžkém kovu. Například olovo má vysokou afinitu ke tvorbě komplexů s nerozpustnými humínovými látkami, což vede k fixaci a imobilizaci tohoto prvku v humusových vrstvách půdy (Anghern-Betinazzi et.al., 1989).

Kadmium zase při zvýšených koncentracích v prostředí má tendenci se kumulovat v některých rostlinách. Rostlina přijímá Cd převážně jako kademnatý kationt, a to buď z půdy, nebo z atmosféry. Převládá příjem z půdy při vysokém obsahu Cd v půdě a při kyselém pH.

Pohyb Cd do nadzemních částí z kořenu je omezený. Je možné ho snížit fosforečnou výživou, kde se předpokládá interakce kadmia s fosforem a vápněním (He, Singh, 1994). Kadmium se ve větší míře ukládá v houbách, a to hlavně v kloboucích plodnic rodu žampion (*Agaricus*). U rostlin se Cd hromadí pravděpodobně v proteinové frakci. Základní příčinou toxicity Cd je pro rostliny narušení jejich enzymatické aktivity. Dochází přitom k potlačení syntézy antokyanu a chlorofylu (Richter, Hlušek, 1994).

Symptomy toxického působení rtuti na rostliny se projevují omezením růstu kořenového systému a výskytem chloróz. Snižuje se obsah chlorofylu a dojde k poruchám v uspořádání membránových struktur buněk. Toxicita rtuti se projeví jejím působením na permeabilitu buněčných membrán, reakcí se sulfhydrylovými skupinami bílkovin a v její schopnosti vázat se na ATP a ovlivňovat jeho aktivitu (Patra, Sharma, 2000).

Vliv arsenu na rostliny se projevuje vadnutím listů a jejich fialovým zbarvením. Nejčastějším příznakem toxicity je také zpomalení růstu rostliny. Arsen způsobuje redukci kořenů, čímž snižuje translokaci arsenu do vyšších částí rostliny. Nejméně arsenu bývá v plodech (Anghern-Betinazzi et.al., 1989).

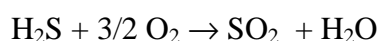
3.2 Oxid siřičitý

Oxid siřičitý je bezbarvý plyn typický svým ostrým a nepříjemným zápachem, snadno se rozpouští ve vodě a může být oxidován uvnitř vodních kapiček rozptýlených v ovzduší.

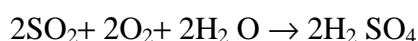
Je to velmi reaktivní sloučenina ze skupiny oxidů síry. Vzniká spalováním fosilních paliv obsahujících síru (např. méně kvalitní uhlí) a při dalších průmyslových procesech. Při další oxidaci, nejčastěji v přítomnosti katalyzátoru jako NO₂, se transformuje na kyselinu sírovou H₂SO₄. V atmosféře tak vznikají jevy známé jako kyselé deště (Janoušková, Hůnová, 2004).

3.2.1. Zdroje oxidu siřičitého

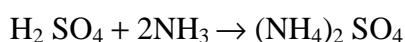
Oxid siřičitý se do atmosféry dostává z antropogenních a z přírodních zdrojů. V případě přírodních zdrojů jde zejména o sopečnou činnost. Sopečná činnost je i zdrojem sulfanu H₂S v atmosféře. Ten rychle přechází na SO₂ podle následujícího souhrnného procesu:



Oxidací atmosférického SO₂ vznikne aerosol kyseliny sírové, hygroskopické látky, která nahromadí atmosférickou vlhkost a vytvoří malé kapičky:



Další polutanty v ovzduší, jako je amoniak nebo oxid vápenatý, reagují s kapalnou kyselinou sírovou, vznikají neutralizační soli kyseliny sírové v kapalném skupenství:



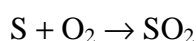
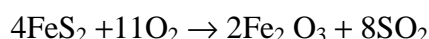
Chemické reakce SO₂ v atmosféře ovlivňuje mnoho faktorů jako teplota, vlhkost, světelná intenzita a další. Velká část SO₂ je nakonec oxidována na kyselinu sírovou a soli, zejména síran amonný a hydrogensíran amonný. Vzniklá kyselina sírová a produkt její částečné atmosférické neutralizace, hydrogensíran amonný, představuje téměř celý silně kyselý podíl aerosolu v ovzduší. Vlastní produkt úplné neutralizace představuje síran amonný, který je pouze slabě kyselý (Manahan, 2005).

Oxid siřičitý patří mezi hlavní znečišťující součásti ovzduší. V dnešní době se na celkové produkci oxidu siřičitého do ovzduší podílí až z 99 % zdroje antropogenní. Převážná většina přichází do ovzduší ze spalovacích procesů. Při spalování tuhých paliv asi 95% přítomné síry přechází na oxid siřičitý. U kapalných paliv je to prakticky 100 %. Oxid siřičitý je ve spalínách částečně oxidován na oxid sírový, v kouřových plynech z elektráren dosahuje poměr SO₃/SO₂ 1:40 až 1:80 (Popl, Fährlich, 1999).

Znečištění ovzduší kouřem a exhaláty sloučenin síry se stalo problémem již v minulých stoletích. V ovzduší se vyskytuje velké množství těkavých sloučenin síry, které vznikají z přírodních procesů. Prvním zdrojem je geotermální činnost, zvláště sopečná, při které se uvolňuje velké množství SO₂. Dalším přírodním zdrojem oxidu siřičitého jsou například lesní požáry. Mnohem závažnější a větší znečištění ovzduší oxidem siřičitým je

však způsobeno lidskou činností, hlavně spalováním fosilních paliv v průmyslu a domácnostech. Tyto emise jsou nejhojnější právě v hustě osídlených oblastech s rozsáhlým průmyslem. Způsobují velké škody na dýchacích orgánech nejen lidí, ale také zvířat. Poškozují budovy a stavby, značně poškozují rostliny, vodstvo a vodní živočichy tzv. kyselými dešti (Austin et.al., 2002).

Primárním antropogenním zdrojem SO₂ je uhlí, ze kterého musí být síra odstraněna, aby se emise SO₂ udržovaly na přijatelné úrovni. Přibližně polovina síry obsažené v uhlí je ve formě pyritu FeS₂, dále se může síra v uhlí vyskytovat jako elementární. Produkce SO₂ spalováním pyritu a elementární síry je dána následujícími reakcemi:



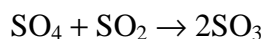
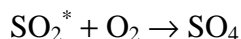
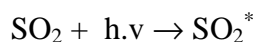
V Evropě a pravděpodobně i jinde jsou hlavním zdrojem znečištění oxidem siřičitým tepelné elektrárny spalující uhlí. Tyto elektrárny, společně s dalšími způsoby tepelného zpracování uhlí a koksu způsobují přibližně 60 % emisí SO₂. Další 25 % emisí pochází z rafinérií ropy, z elektráren spalující ropu a z dalšího zpracování ropy (Greenwood, Earnshaw, 1993).

Dalším zdrojem emisí SO₂ je tavení nerostných surovin obsahujících síru a další průmyslové procesy, například výroba kyseliny sírové, bez níž se dnes neobejde spousta odvětví jako výroba plastů, hnojiv, léčiv ale třeba i potravinářství nebo úpravny vody. Emise SO₂ vznikají například i při metalurgii měděných rud (Robinson, Robins, 1970).

Základním mechanismem odstraňování SO₂ z atmosféry se děje přes jeho oxidaci na oxid sírový. V atmosféře mohou probíhat tři typy těchto reakcí (Manahan, 2005):

- Fotolýza SO₂

Tato fotochemická oxidace SO₂ vede v přítomnosti kyslíku k tvorbě SO₃. Mechanismus fotooxidace není přesně znám, předpokladem jsou následné reakce:

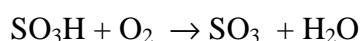


- Reakce s volnými radikály

Důležitou cestou vedoucí k oxidaci SO₂ je i reakce s hydroxylovým radikálem. V neznečištěné atmosféře je hydroxylový radikál produkován fotolýzou ozónu O₃. Hydroxylový radikál reaguje rychle s SO₂:

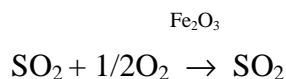


Vytvořený volný radikál SO₃H rychle reaguje s kyslíkem a vytváří se oxid sírový SO₃.



- Oxidace SO₂ v kapalně fázi

Rychlost oxidace se zvyšuje v přítomnosti iontů kovů, které mají funkci katalyzátorů:



V tabulce č.1 jsou uvedeny některé chemické a fyzikální vlastnosti oxidu siřičitého (Greenwood, Earnshaw, 1993):

Vlastnost	Hodnota
teplota tání/°C	-75,7
teplota varu/°C	-10,0
kritická teplota/°C	157,5 °C
kritický tlak/MPa	10,36
hustota (-10 °C)/g cm ⁻³	1,46
viskozita η (0 °C)/mPa s	0,403
elektrická vodivost κ /S m ⁻¹	10 ⁻⁶
relativní permitivita ϵ_r (0 °C)	15,4
dipólový moment μ /C m	5,39 · 10 ⁻³⁰ ^{a)}
vzdálenost r (S—O)/pm	143,1
úhel O—S—O	119°
$\Delta H_{\text{st}}^\circ(\text{g})/\text{kJ mol}^{-1}$	-296,9

^{a)} $1D = 3,33 \cdot 10^{-30} \text{ C m}$

3.1.3 Vliv na zdraví člověka

V roce 1953 zkoumal Amdur reakci lidí na expozici oxidem siřičitým až 8 ppm za minutu. Studie prokázaly, že někteří lidé vystavení expozici reagují již při nejnižších hodnotách 1-2 ppm, jiní nereagovali ani při krajních hodnotách, tedy 8 ppm. Reakce osob zapojených do výzkumu byly odlišné, než případy popsané při náhlé akutní expozici.

Nadel et.al. (1965) popsali možné rozdíly mezi inhalací nosem a ústy. Studie prokázala, že inhalace ústy vyvolává větší plicní odpor než inhalace nosní. Jako příčinu autoři uvádějí částečnou filtraci vdechovaného znečištěného vzduchu nosní sliznicí, která byla po delší expozici podrážděná a vysušena. Další příčinou může být i menší průtok vzduchu nosními cestami dýchacími.

Výše zmíněné studie byly prováděny v klidu zkoumaných osob. Folinsbee et.al. (1990) popsali, že během lehké fyzické aktivity zvládne normální zdraví jedinec dýchat nosem. Část ze vzorku osob s dobrou fyzickou kondicí toto zvládne i při náročné fyzické

aktivitě. Většina ze zkoumaných osob však při náročnějším cvičení automaticky přechází na dýchání ústy, čímž se více vystavuje působení ve vzduchu obsažených kontaminantů. Lidé s vychýlenou nosní přepážkou, astmatici a alergici přecházeli na dýchání ústy již při mírné fyzické aktivitě.

Horstman et.al. (1986) uvádějí, že vůči expozici oxidům síry jsou nejcitlivější skupinou astmatici. Zejména při vdechování suchého vzduchu znečištěného oxidem siřičitým se jako u prvních právě u astmatiků projevoval dráždivý kašel, dušnost a podráždění sliznice a palčivost v krku. Opakovaná expozice nízkým koncentracím SO_2 ($<1,0$ ppm) u astmatiků vedla zhruba po 30 minutách ke snížené reakci a k postupné rezistenci.

Absorpce oxidu siřičitého na povrchu nosních sliznic a sliznic horních cest dýchacích je důsledkem jeho rozpustnosti ve vodním prostředí. Tato absorpce závisí na koncentraci: v nosní dutině dochází k 85 % absorpci při $4-6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a k přibližně 99 % absorpci při $46 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pouze minimální množství oxidu siřičitého pronikne až do dolních cest dýchacích. Z dýchacích cest se oxid siřičitý dostává do krve. Vylučování oxidu siřičitého se děje hlavně močí, po biotransformaci na sírany, k níž dochází v játrech (Sheppard et.al. 1980).

Obraz depozice kyselého aerosolu v respiračním traktu závisí na rozdělení částic či kapének podle velikosti a na vlhkosti vdechovaného vzduchu. Rozdělení velikosti částic kyselého aerosolu je obvykle charakterizováno hmotnostním mediánem aerodynamického průměru $0,3$ až $0,6 \mu\text{m}$. Proto dochází k tomu, že i po hygroskopickém zvětšení aerosolových kapének v dýchacích cestách, jímž se jejich průměr zvýší na dvoj- až čtyřnásobek, zůstávají tyto částice v rozsahu jemných částic, které se deponují přednostně v dolních cestách dýchacích a až alveolech (Horstman et.al. 1986).

3.1.3 Vliv na rostliny

Wellburn et.al. (1981) uvádějí limit poškození smrkových porostů již při působení roční koncentrace $50-60 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{SO}_2$. Škodlivé působení SO_2 na vegetaci se snadno pozná podle množství obsahu síry v listech. Při vysokém obsahu nastává hnědnutí jehlic od apikální části a u starších jehlic k jejich opadu. Chemické reakce SO_2 s dešťovou vodou vytvářejí tzv. kyselá deště, které vedou k okyselení půd, ke změnám na povrchu jehlic a ke zvýšené náchylnosti stromů vůči jiným stresovým faktorům.

Hill, Thomas (1933) uvádějí, že je nutné si uvědomit, že každý rostlinný druh reaguje jinak na určité množství oxidu siřičitého ve vzduchu. Velmi důležitá je rychlost absorpce rostlinou. I při vysokých koncentracích oxidu siřičitého mohou různé rostlinné druhy reagovat zcela jinak. zatímco jiné přežívají bez újmy (například proto, že oxid siřičitý absorbují

v menší míře), jiným mohou hnědnou listy. Vojtěška dle autorů zase absorbuje poměrně rychle oxidy síry, ale metabolickými procesy je přeměňuje na méně toxické sloučeniny.

Thomas v roce 1933 provedl pokus v Salt Lake Valley v Utahu, kdy překryl pole s rostlinami vojtěšky celulooidovou pokrývkou a měřil míru fotosyntézy a respirace rostlin. Dne 17. července je v nočních hodinách vystavil expozici po dobu 45 minut, vstupní koncentrace SO_2 ve vzduchu byla průměrně 7 ppm (max. 8,6 ppm), výstupní koncentrace průměrně 4 ppm (maximum 5,1 ppm) SO_2 . Tato expozice vedla k očividnému poškození 95 % listů rostlin. 19. července zbylo pouze pár neopadaných listů uprostřed pole, listy byly převážně z nižších partií rostlin. Když 26. července byly pozemky sklizeny, obsahovala biomasa 23 % běžných zelených listů, 7 % do běla zbarvených listů a 70 % uschlých a opadaných listů.

3.2 Oxidy dusíku

Dle některých pramenů dosahuje produkce antropogenních oxidů dusíku celosvětově až 100 milionů tun ročně (Horbaj, 1996). Jiné zdroje uvádějí, že roční celosvětová produkce přesahuje 50 milionů tun a dochází ke zvyšování jejich koncentrace. Jejich negativní působení souvisí především s jejich kyselou povahou. Oxidy dusíku se řadí mezi prekurzory troposférického ozónu a peroxyacetylnitrátů, které představují hlavní složky fotochemického smogu a dále nitrovaných polycyklických aromatických uhlovodíků, jenž jsou řazeny mezi nejsilnější bakteriální mutageny. Z hlediska působení na člověka je nejvýznamnějším ze skupiny oxidů dusíku s největší pravděpodobností oxid dusičitý. Ten vzniká velkou rychlostí působením atmosférických oxidantů (např. ozónu) na oxid dusnatý, vznikající při spalování paliv a to ve velmi značném množství. Rizikem pro lidské zdraví je zejména častý a dlouhodobý pobyt v oblastech s vysokou hustotou automobilové dopravy a průmyslovou činností (Barek, 1998).

Emise NO a NO_2 jsou definovány jako NO_x (Čapek, Wichterlová, 2003).

3.3.1 Zdroje oxidů dusíku

Baird (2003) rozděluje zdroje oxidů dusíku následovně:

Přirozené zdroje oxidů dusíku:

- oceány
- půdy tropických (rovníkových) oblastí – s intenzivním průběhem denitrifikace
- přirozené požáry
- elektrické výboje v atmosféře

Antropogenní zdroje oxidů dusíku:

- veškeré spalovací procesy fosilních paliv, včetně emisí z dopravy
- průmysl
- zemědělská činnost

Způsoby vzniku oxidů dusíku z přirozených zdrojů:

Dle Davidsona a Schimmela (2004) mohou oxidy dusíku – zejména pak oxid dusný a oxid dusnatý - vznikat také jako meziprodukt mikrobiální činnosti. Další způsoby vzniků oxidu dusíku z přirozených zdrojů jsou dle Bairda (2003) následující:

- jako produkt hoření při přirozených požárech. Takto je uvolňován oxid dusný, oxid dusnatý a oxid dusičitý
- jako produkt přímé oxidace molekulárního dusíku kyslíkem, k čemuž je zapotřebí vysokých teplot při bleskových výbojích.
- jako následný produkt přeměn již existujících oxidů dusíku v atmosféře prostřednictvím fotochemických dějů, případně oxidací ozónem.

Způsoby vzniku oxidů dusíku z antropogenních zdrojů:

Podle mechanismu vzniku jsou oxidy dusíku vznikající při spalování fosilních paliv rozdělovány na:

- palivové NO_x , vznikající při spalování paliv obsahujících dusíkaté sloučeniny, např. uhlí nebo mazut (Horbač, 1997)
- termické NO_x , vznikající při vysokých teplotách ve vzduchu reakcí mezi molekulárním dusíkem N_2 a atomárním kyslíkem O .
- promptní NO_x , vznikající reakcí s uhlovodíkovými radikály. Meziproducty těchto reakcí jsou postupně oxidovány až na NO (Skála, 1996).

3.3.2 Účinky na zdraví člověka

Nebezpečným je zejména oxid dusičitý, u oxidu dusnatého nebyly škodlivé účinky zaznamenány. Oxid dusičitý proniká díky své nízké schopnosti se rozpouštět do plic, kde jsou dvě třetiny z přijatého množství absorbovány. Vliv na zdravé osoby mají pouze vysoké koncentrace přesahující 1 ppm ($1880 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Koncentrace mezi 2-3 ppm (přibližně $4000 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) mohou vést ke zúžení průdušek, poškození plic, tvorbě astmatu až rozedmě plic (Sucharová, 2006).

Kvantitativní hodnocení je ale komplikováno faktem, že je obtížné nebo spíše nemožné oddělit účinky NO₂ od dalších současně působících látek, především prašného aerosolu. Oxid dusičitý je důležitou složkou emisí spalovacích procesů a je vysoce korelován s ostatními primárními i sekundárními zplodinami, proto při posuzování jeho působení nelze určit, zda se jedná o nezávislý vliv NO₂ nebo spíše působení celé směsi látek, tj. včetně prašného aerosolu, uhlovodíků, ozónu a dalších látek (Kazmarová et.al., 2008).

Aktualizovaný doplněk směrnice WHO (2006) pro kvalitu ovzduší v Evropě uvádí, že poslední epidemiologické studie potvrzují vztahy mezi nepříznivými účinky na zdraví a dlouhodobou expozicí průměrné koncentraci NO₂ v rozmezí koncentrací, které zahrnuje původní doporučenou hodnotu 40 µg/m⁻³ pro roční průměrnou koncentraci a současné vědecké poznání vede rovněž k zachování doporučené hodnoty 200 µg.m⁻³ pro hodinovou koncentraci.

Vyskočil (1978) uvádí, že oxidy dusíku působí na biochemické změny v játrech, na srdci, v ledvinách a v krvi. Dlouhodobá expozice dle Vyskočila vede ke snížení imunity a v důsledku toho k nižší odolnosti vůči infekcím.

Studie v Nizozemí, Německu a Švédsku, do kterých bylo zařazeno několik tisíc dětí, zjistily vyšší výskyt respiračních obtíží a astmatu u dětí, exponovaných znečištěnému ovzduší s významným podílem NO₂ (WHO, 2006).

3.3.3 Účinky na rostliny

Plynné sloučeniny dusíku pronikají do pletiv rostlin průduchy a lenticelami. Kontakt rostlin s NO_x způsobuje poškození způsobující chlorózy, oslabený růst a nekrotické skvrny na listech a jejich opad. Symptomy působení koncentrace NO₂ od 0,5 ppm lze pozorovat již po dvou týdnech od expozice. Podobné symptomy vyvolávají i doprovodné produkty oxidů dusíku, kterým je například i troposférický ozón (Hodgson, 2004).

Nejvýznamnější účinky oxidů dusíku na rostlinstvo a vegetaci jsou způsobeny prostřednictvím kyselých dešťů a jejich přímým působením na rostlinná pletiva. Zvýšená koncentrace oxidů dusíku v atmosféře, zejména v okolí jejich zdrojů způsobuje bílé až hnědé skvrny na okrajích listů vedoucích k nekrotizaci těchto pletiv (Sucharová, 2006). Neblahý vliv na rostlinstvo má tzv. mokrá depozice oxidů dusíku. Ta je nepřímo zodpovědná za poškozování kořenů stromů (Janoušková, Hůnová, 2004).

Kromě působení kyselých dešťů působí problémy i spad biologicky dostupného dusíku (většinou ve formě suché depozice NH₄NO₃). Zvýšené spady biologicky dostupného dusíku vedou ke změnám v přirozené vegetaci například na stanovištích vegetace přirozeně

chudými na živiny vede k šíření nitrofilních plevelů (Suchara, 2004), ničí druhově bohaté biotopy pobřežních, rybníčních či druhově cenných orchidejových luk. Tato stanoviště se pak mění na stanoviště nitrofilních rostlin jako je kopřiva, ježatka, okřehek, merlík, laskavec apod. (Sucharová, 2006). Další problémy působí atmosférické spady dusíku na činnost a aktivitu půdních mikroorganismů – snížená tvorba mykorrhizy u smrkových porostů, tvorba epifylických povlaků na kmenech a jehlicích stromů, způsobujících jejich předčasný opad a nižší odolnost vůči škůdcům a infekcím (Suchara, 2004).

3.4 Oxid uhelnatý

Oxid uhelnatý je bezbarvý plyn bez chuti a zápachu, lehčí než vzduch, nedráždivý. Ve vodě je málo rozpustný. Je obsažen ve svítiplynu, v generátorovém a ve vodním plynu; má silně redukční vlastnosti. V přírodě je přítomen v nepatrném množství v atmosféře, kde vzniká především fotolýzou oxidu uhličitého působením ultrafialového záření, jako produkt nedokonalého spalování fosilních paliv i biomasy (Janoušková, Hůnová, 2004).

Oxid uhelnatý, který vzniká zejména při nedokonalém spalování, je jednou z nejběžnějších látek znečišťujících životní prostředí. Zatímco jeho přírodní pozadí se pohybuje v rozmezí 0,01-0,2 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, jeho koncentrace v městských oblastech může v závislosti na intenzitě dopravy a meteorologických podmínkách dosáhnout 20-60 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (WHO, 1996).

3.4.1 Zdroje oxidu uhelnatého

CO vzniká zejména pokud (Janoušková, Hůnová 2004):

- je teplota spalování příliš nízká, aby mohlo dojít k úplné oxidaci pohonných látek na oxid uhličitý,
- čas hoření ve spalovací komoře je příliš krátký,
- nebo není k dispozici dostatek kyslíku.

Největšími producenty emisí CO jsou spalovací procesy, tedy průmysl a automobilová doprava, v neposlední řadě pak zdroje vytápění spalující tuhá paliva.

Díky povinnému zavedení řízených katalyzátorů u vozidel s benzínovými motory se emise oxidu uhelnatého v poslední době snižují. V roce 2005 v České republice nepřekračovaly požadované koncentrace 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Braniš, 2008).

V Praze v roce 2001 činily roční aritmetické průměry v oblastech zatížených dopravou cca 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Například v Aténách a Miláně byla toho roku situace velmi podobná. Roční

průměry kolem 600 – 700 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ byly toho roku naměřeny v Helsinkách a Basileji (Georgoulis et.al., 2002).

3.4.2 Vliv na zdraví člověka

Protože oxid uhelnatý neproniká pokožkou, je jedinou důležitou expoziční cestou vdechování. Vdechnutý oxid uhelnatý reaguje s železem protohemu hemoglobinu a vytváří s ním velmi pevnou vazbu. Rozdělení oxidu uhelnatého v organismu je ovlivněno perfuzí orgánů, zejména v počátečních fázích příjmu oxidu uhelnatého nebo při zvýšení koncentrací oxidu uhelnatého ve vnějším ovzduší. Výsledný karboxyhemoglobin je u člověka přibližně 250krát stabilnější než oxyhemoglobin; u většiny druhů zvířat je tato stabilita nižší (Kazmarová, 2008).

Vdechnutý CO prostupuje přes alveolární membránu a rozpouští se v plazmě, velmi silně se váže na tzv. hemoproteiny, přičemž blokuje jejich funkci – hemoglobin v krvi, myoglobin v srdečním svalu a cytochromy dýchacích řetězců. Vzniklý COHb blokuje vazebná místa hemoglobinu pro kyslík, současně posunuje disociační křivku hemoglobinu doleva, blokuje proces oxidativní fosforylace a snižuje srdeční výdej, dochází tak k rozvoji tkáňové hypoxie kombinovaného původu a následnému rozvoji patofyziologických mechanismů, které mohou vyústit v těžké neurologické postižení a vést až ke smrti postiženého. Může dojít k poruše rovnováhy excitačních neurotransmiterů se zvýšenou pohotovostí ke křečím, poškození myelinového bazického proteinu (MBP) v neuronech, aktivaci autoagresivní imunitní reakce a spuštění neuronální apoptózy. Obzvláště toxický je CO vůči těhotným, resp. plodu. Těhotné matky mají o 10-15 % nižší hodnoty COHb než plod díky silnější afinitě fetálního hemoglobinu vůči CO (Scheinkestel, 1999).

3.5 Troposférický ozón

Ozón je složen ze tří atomů kyslíku. Jeho molekula je nestabilní a má velmi silné oxidační účinky. Ve zvýšených koncentracích je ozón toxický. Většina atmosférického ozónu (cca 90 %) se nachází ve stratosféře, 12 - 50 km nad zemským povrchem, přičemž koncentrovaný je zejména ve výškách 20 - 30 km (ozonosféra). V této vrstvě hraje ozón důležitou roli při pohlcování ultrafialového záření pronikajícího na zemský povrch a jeho úbytek je negativním jevem. Zbytek ozónu se nachází v přízemní vrstvě atmosféry - troposféře, kde jeho zvýšené koncentrace mohou nepříznivě působit na živé organismy i na materiály (Fiala, Závodský, 2003).

Koncentrace přízemního ozónu za posledních 100 let několikanásobně vzrostly (Krapfenbauer et.al, 1993). V předindustriální době se koncentrace přízemního ozónu pohybovaly v rozsahu 20 - 30 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, dnes jsou dvakrát až třikrát vyšší a trend nárůstu pokračuje (Priwitzer et.al., 2004). Přízemní ozón je v evropském měřítku v současné době považován za nejvýznamnější plynnou škodlivinu ovlivňující zdravotní stav lesů (Ashmore, 2003).

3.5.1 Zdroje přízemního ozónu

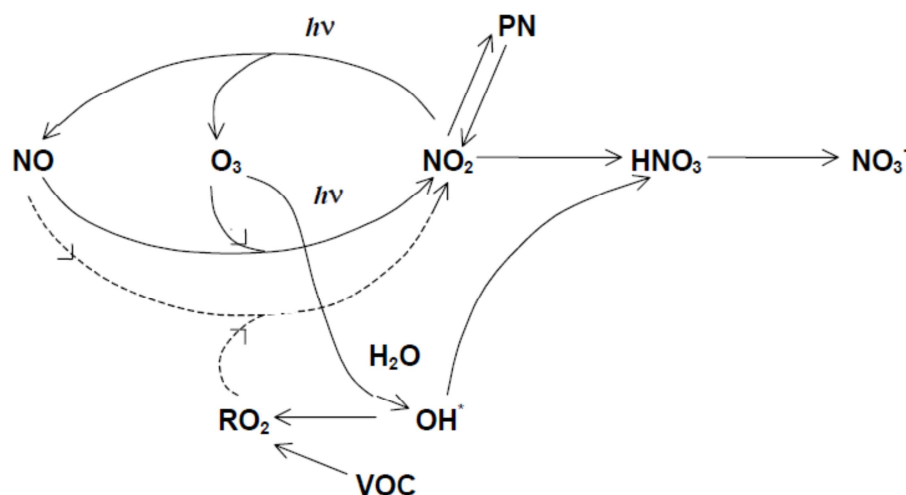
Přízemní ozón je tzv. sekundární znečišťující látkou. Nemá tedy, na rozdíl od jiných typů škodlivin, jako je oxid siřičitý či oxidy dusíku, vlastní významný emisní zdroj v ovzduší, ale vzniká fotochemickými reakcemi v atmosféře za spolupůsobení ultrafialového záření. Jeho prekursory jsou oxidy dusíku NO_x a těkavé organické látky VOC (Volatile Organic Compounds) pocházející z antropogenních i přirozených zdrojů. Na reakcích se podílí celá řada dalších složek v atmosféře, klíčovou roli hraje volný radikál OH-. Ozón je základní složkou tzv. fotochemického smogu (Colbeck, Mackenzie 1994, Warneck, 1988).

Koncentrace ozónu nezávisí pouze na absolutních koncentracích těkavých organických látek a oxidů dusíku, ale také na jejich vzájemném poměru. Příznivé podmínky pro tvorbu ozónu se nachází při středních hodnotách koncentrací 4:1 až 10:1 (VOC: NO_x). Tento poměr se v industrializovaném regionu evropského kontinentu příliš nemění, proto hlavním faktorem pro tvorbu přízemního ozónu jsou meteorologické podmínky, a proto průměrné nejvyšší koncentrace se vyskytují během druhého a třetího čtvrtletí v roce (Vystrčilová, 1996).

Koncentrace přízemního ozónu vykazují významnou časovou a prostorovou variabilitu. Ta závisí na mnoha faktorech: zeměpisné poloze, nadmořské výšce, ročním období, synoptické situaci. Za ideální podmínky pro fotochemický vznik ozónu se všeobecně pokládá vysoká teplota, vysoká intenzita solární radiace, nízká rychlost větru, nízká relativní vlhkost a absence atmosférických srážek (Finlayson-Pitts, Pitts 2000).

Ozón je typicky letní škodlivinou s maximálními koncentracemi dosahovanými v období od dubna do září. Posledních asi dvacet let je zřejmé, že roční cyklus ozónu ve středních zeměpisných šířkách vykazuje dva základní typy sezonního chování. Jde o výskyt jarních maxim, která jsou typická pro oblasti vzdálené od zdrojů emisí, a letních maxim charakteristických pro obydlené a průmyslové oblasti, která jsou důsledkem lokální fotochemické produkce způsobené dostatkem prekursorů ozónu (Monks 2000, Vingarzan 2004). Meziroční změny koncentrací ozónu způsobené meteorologickými podmínkami jsou v

současné době mnohem větší než změny způsobené koncentracemi jeho prekursorů (Gardner, Dorling 2000). Denní chod ozónu je charakteristický minimálními hodnotami před východem slunce a zvyšujícími se koncentracemi v průběhu dne. Špičkové hodnoty O_3 jsou dosahovány v odpoledních hodinách. Ve městech je výrazný denní chod koncentrace ozónu, protože se zde vyskytuje i dostatek sloučenin, které ozón odbourávají (Sundberg et.al., 2006).



Obrázek 1: Základní schéma fotochemických reakcí (Bednář et.al., 1998)

3.5.2 Vliv na rostliny

Ozón proniká do rostliny průduchy a již v mezibuněčných prostorech se v kontaktu s vlhkými buněčnými stěnami velmi rychle rozkládá. Průnik ozónu přes plazmatickou membránu je stěží možný (Gloser, Prášil, 1998), ale byly zaznamenány určité reakce s epidermálními buňkami smrkového jehličí a nová tvorba epikutikulárních vosků o změněném složení během fumigace O_3 (Kerfourn, Garrec, 1992). Příjem rostlinami je tedy přímo ovlivněn koncentrací ozónu v ovzduší, vlastnostmi laminární vrstvy vzduchu okolo asimilačních orgánů a vodivosti průduchů. Jejich uzavření umožňuje rostlinám vyhnout se stresu (Pilegaard et.al., 1995), tento mechanismus je však spouštěn jinými faktory, než je zvýšená koncentrace O_3 v ovzduší. Po vstupu ozónu do listu či jehlice dochází k jeho reakci s vodním prostředím apoplastu a k rozkladu na velké množství chemických sloučenin, včetně velmi reaktivního hydroxylového radikálu (OH^*), četných volných organických radikálů, superoxidového aniontu (O_2^-) a peroxidu vodíku (H_2O_2). Tyto sloučeniny negativně ovlivňují mezofylové buňky. Zvýšená koncentrace těchto látek vyvolává obrannou antioxidační reakci - tvorbu etylénu, polyaminů a flavonoidů, které jsou také součástí obranných mechanismů. Probíhá také tvorba stresových proteinů, které jsou téměř shodné s proteiny tvořenými při napadení rostliny patogenními organismy. Pokud koncentrace ozónu převyšuje obrannou

kapacitu rostlin, dochází k narušení transportních cest a iontové homeostáze buněk (Skärby et.al., 1998). Výsledkem je snížení množství chlorofylu a ztráta efektivity fotosyntézy, zejména v přímo osluněné části asimilačních orgánů (Mikelsen, Ro-Poulsen, 1994). Při dlouhodobém působení vyšších koncentrací ozónu dochází již k poškození buněčných součástí. V buňkách bývají patrné strukturální změny charakteristické pro senescenci, jako je zvýšení hustoty cytoplazmy, ztmavnutí a zmenšení chloroplastů, zmenšení či absence škrobových zrn, redukce membrán thylakoidů a zvýšené množství plastoglobulů. Některé rysy se ovšem od běžné senescence odlišují – v tonoplastu se formují vesikuly, obsah vakuol přestává být homogenní a dochází k jeho kondenzaci či k vysrážení fenolických látek. S postupujícím poškozením dochází k plazmolýze jednotlivých buněk a k celkovému narušení buněčných struktur (Günthardt-Georg et.al., 2000).

Nejuniverzálnější ochranu před poškozením buňky poskytují některé specializované enzymy a enzymatické systémy. K těm patří především superoxiddismutáza (SOD), která katalyzuje přeměnu superoxidu na peroxid vodíku. Peroxid vodíku je dále rozkládán buď katalázou (především v peroxizomech a glyoxyzomech), nebo askorbátperoxidázou (v chloroplastech, někdy i v cytozolu). Klíčovou úlohu v antioxidační ochraně hraje pravděpodobně askorbát a glutathion, neboť obou sloučenin bývá zejména v chloroplastech velké množství (Gloser, Prášil, 1998).

U antioxidačních systémů, jako je kyselina askorbová, apoplastické askorbáty či glutathion, bývají zaznamenány denní i sezonní změny. Přeměny kyseliny askorbové jsou rychlé, tvorba může dosáhnout až 7 % celkového obsahu za hodinu. Tyto jevy mohou vést i k aklimatizaci na stres ozónem. Rostliny z vyšších poloh mohou mít větší odolnost, neboť jsou adaptovány na vyšší oxidační stres prostředí (nízké teploty, vysoké záření). Koncentrace askorbátů v apoplastu je na hranici lesa o 25 % vyšší oproti 1 000 m n. m. (Haberer et.al., 2006).

3.5.3 Vliv na zdraví člověka

Ozón je silné oxidační činidlo. Ve vysokých koncentracích je jedovatý. Protože v těle člověka způsobuje tvorbu volných radikálů, je pro člověka a některé živočichy karcinogenní. U řady druhů bakterií byla pozorována při nízkých koncentracích i mutagenita ozónu, ve vyšších koncentracích ozón mikroorganismy zabíjí. Vdechování ozónu vyvolává pokles kapacity plic v závislosti na jeho koncentraci a na hloubce dýchání, vdechování ozónu vede ke vzniku zánětlivých onemocnění plic, narušení vývoje plic a snížení jejich funkce (WHO, 1996).

Ve velkém počtu řízených studií u lidí bylo popsáno významné poškození plicních funkcí, obvykle doprovázené dechovými a jinými symptomy (US EPA 1986, Von Nieding 1979, McDonnel 1985). Z výsledků těchto studií plyne, že toxicita ozónu působí spojitě, přičemž vyšší koncentrace způsobují větší účinky. Von Niedingova studie prokázala, že pro pozorované účinky ozónu neexistuje žádná prahová úroveň. Krátkodobé akutní účinky ozónu, počínaje drážděním očí působením oxidantů jiných než ozónu, jsou postřehnutelné při koncentracích ozónu $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,1 ppm) nebo i nižších. Symptomatické účinky na dolní a horní cesty dýchací začínají při vyšších koncentracích ozónu, a to zejména u vnímavější části populace (astmatici, děti, senioři, pacienti s bronchopulmonární poruchou apod.). Z výsledků studie US EPA se dá předpokládat že při hodinových expozicích při koncentraci ozónu $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,5 ppm) již dochází k vážným akutním škodlivým účinkům.

Dle McDonnelovy epidemiologické terénní studie (1985) dětí bylo prokázáno, že ke snižování plicních funkcí může dojít již při koncentracích ozónu okolo $220 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,11 ppm) nebo i poněkud nižších. V jiných studiích byly změny plicních funkcí u dětí a astmatiků spojeny s koncentracemi ozónu v rozsahu 160 až $340 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,08 až 0,17 ppm), ale souvisely také se změnami teplot či s jinými polutanty. Různé příznaky, včetně kašle a bolestí hlavy, byly spojeny s koncentracemi ozónu pouhých 160 až $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,08 až 0,15 ppm). V McDonnelově studii bylo dále zjištěno, že expozice intenzivně cvičících dospělých i dětí při koncentraci ozónu $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,12 ppm) po dobu dvě a půl hodiny vedly ke snížení plicních funkcí. Jestliže byla doba expozice kratší nebo intenzita cvičení nižší, byly k vyvolání stejných plicních účinků třeba vyšší koncentrace ozónu. Vdechování ozónu samého nebo spolu s dalšími oxidanty prokázalo, že funkční i symptomatické odpovědi při nízkých koncentracích ozónu jsou způsobeny samotným ozónem.

3.6 Těkavé organické látky

Těkavé organické látky, označované také jako VOC (Volatile organic compounds), jsou všechny organické látky jiné než metan, které jsou schopné vytvářet fotochemické oxidanty reakcí s NO_x v přítomnosti slunečního záření (Baird 2003). Za těkavé látky označujeme takové látky, které vykazují tlak par vyšší než $133,3 \text{ Pa}$ při 20°C , což zhruba odpovídá jejich teplotě varu pod 150°C . Jsou převážně bezbarvé, některé silně zapáchají (aromáty), jiné jsou bez zápachu (Greenwood, Earnshaw, 1993).

3.6.1 Zdroje VOC

Mezi přirozené zdroje emisí nemetanových těkavých organických sloučenin patří produkce NMVOC (non-methane volatile organic compounds) stromy a jinými rostlinami. Hlavním zdrojem jsou látky uvolňované jehličnatými stromy z pryskyřice. Spalování fosilních paliv jak v mobilních (silniční doprava), tak ve stacionárních spalovacích zařízeních. Vzhledem k hojnému používání NMVOC v barvách a sprejích může docházet k únikům při jejich výrobě a aplikaci. Úniky mohou také nastávat při nejrůznějších průmyslových procesech, zejména čištění, odmašťování, využití rozpouštědel. Časté využití NMVOC lze nalézt v textilním průmyslu (Janoušková, Hůnová, 2004).

Zavádění bezolovnatých benzinů, zaměřené na omezení škodlivého vlivu olova na životní prostředí a lidské zdraví, mělo bohužel za následek růst emisí jak prekurzorů fotochemického smogu, tak i těkavých organických látek, z nichž řada je považována za podezřelé či prokázané chemické karcinogeny (Šuta, 1996). Mezi nejškodlivější těkavé organické látky obsažené v automobilových emisích patří benzen, který je prokázaným lidským karcinogenem vyvolávajícím zejména leukemii. Bezpečná koncentrace této látky v ovzduší neexistuje, přičemž odhadované riziko související s automobilovými emisemi se pohybuje od 0,1 do 10 přírůstků smrti na leukemii na milion obyvatel. V Evropě se obsah tohoto karcinogenu v benzinech pohybuje kolem 5 % (ve výjimečných případech až do 15 %), zatímco v USA nepřesahuje 2 % (Barek et. al., 1998). Kurfürst et.al. (2008) uvádějí, že kromě automobilových emisí je významným zdrojem benzenu vypařování pohonných hmot při jejich špatné manipulaci, distribuci a skladování. Výsledkem je alarmující skutečnost, že koncentrace tohoto prokázaného karcinogenu v městském ovzduší se pohybuje v rozmezí 3-30 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ v závislosti na intenzitě dopravy, přičemž ve špičkách může dosáhnout až 150 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

VOC tvoří skupinu polutantů typických pro rafinérskou a petrochemickou výrobu, aplikaci nátěrových hmot a výrobu plastů. Nemalá část těchto škodlivých látek není uvolňována řízeným způsobem z bodových zdrojů (výduchy skladovacích nádrží, odsávací ventilátory apod.), kdy lze měřit hmotnostní tok, ale z rozptýlených emisních zdrojů (tzv. fugitivní emise), kdy přímé měření hmotnostního toku není možné nebo schůdné. Vyhláška 356/2002 Sb. zmiňuje i tento typ emisí v par. 2, písmeno g jako emise uvolňované okny, dveřmi, větracími průduchy, netěsnostmi rozvodů a armatur (Eisler, Rousová, 2006).

3.6.2 Vliv na zdraví člověka

Jedná se o širokou škálu různorodých látek. Proto jsou i jejich zdravotní dopady velmi různorodé. Můžeme zmínit jak negativní vlivy spojené s přímým působením na zdraví člověka a živočichů, tak další rizika spojená s dlouhodobějším vdechováním některých látek jako je podráždění smyslových orgánů, bolest hlavy, ztráta koordinace, poškození jater, ledvin nebo centrálního nervového systému. Některé z nich, například benzen, jsou podezřelé nebo prokázané karcinogeny (Manahan, 2005).

Nízká rovnovážná koncentrace benzenu v krvi (při koncentraci benzenu v ovzduší kolem $15 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ je jeho rovnovážná koncentrace v krvi kolem $1 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) brání jejímu využití jako biologického indikátoru expozice. Při koncentracích benzenu do $30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ je vhodnější použít k biologickému monitorování expozice jeho koncentraci ve vydechovaném vzduchu, při vyšších koncentracích lze využít korelace mezi úrovní expozice a množstvím fenolu vylučovaným v moči. Z dalších těkavých organických látek obsažených v automobilových emisích lze jmenovat toluen, který se do automobilových benzinů přidává ve směsi s benzenem a xylenem pro zvyšování oktanového čísla, a formaldehyd, který je pravděpodobným chemickým karcinogenem. Denní příjem benzenu při koncentraci $3 - 30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ve vzduchu je cca $300 \mu\text{g}$, u kuřáků se příjem zvyšuje ještě o $600 \mu\text{g}$. Dalších $100 - 200 \mu\text{g}$ dále člověk přijme během dne potravinami a vodou. Přibližně 50 % vdechnutého množství se resorbuje a vzhledem k lipofylnosti se distribuuje v tkáních bohatých na tuk. Ze zbytku je 30 % opět vydechnuto a 70 % metabolizováno a vyloučeno močí (Hens, 1996).

3.6.3 Vliv na rostliny

Některé těkavé organické látky mohou v závislosti na délce expozice a dosažené koncentraci vyvolat akutní, chronické nebo latentní poškození rostlin, zvláště v kombinaci s jinými environmentálními faktory. Plynné a těkavé látky vstupují do listů prostřednictvím průduchů, jedná se zpravidla o nízkomolekulární sloučeniny (Kummerová, Kmentová, 2004).

Těkavé organické látky v závislosti na koncentraci a délce expozice zpomalují růst rostlin a vývin kořenového systému. Mnohem větší problém z hlediska vlivu na vegetaci než těkavé organické látky je polutant, jehož jsou VOC jedním z prekurzorů – přízemní ozón (Ashmore, 2003).

3.7 Legislativa ochrany ovzduší – vývoj

První zákonnou právní normou v oblasti ochrany ovzduší byl Zákon č. 35/1967 Sb. o opatřeních proti znečišťování ovzduší. Tento zákon na 19 paragrafech stanovoval podmínky pro znečišťovatele ovzduší, poplatky za znečišťování a v příloze uváděl limity znečišťování, které v případě překročení byly zpoplatněny. Limity byly stanoveny pro různé výšky komína pouze pro popílek, oxid siřičitý a ostatní látky. Například 100 metrů vysokým komínem mohlo během jedné hodiny proletět maximálně 400 kg popílku, 375 kg SO₂ a 750 kg ostatních látek. Za překročení například u popílku o 1000 kg/h byl stanoven poplatek 100 Kčs. Byly stanoveny přírážky pro lázeňské oblasti (100 %), rekreační oblasti (80 %) a sídliště (80 %) apod..

Dne 9. července 1991 byl přijat Zákon o ochraně ovzduší před znečišťujícími látkami, který nahradil třicet pět let starou zákonnou normu z roku 1967. Zákon č. 309/1991 Sb. o ochraně ovzduší byl členěn pouze na 23 paragrafů a zavedl pojmy jako emisní limit, imisní limit a depoziční limit a smogová situace. V této normě byla prvně zmíněna kategorizace spalovacích zdrojů podle výkonu. Tentýž rok 10. září byl přijat Zákon 389/1991 Sb. o státní správě ochrany ovzduší a poplatcích za jeho znečišťování. Tento doplnil Zákon 309/1991 Sb. a zákonná úprava ochrany ovzduší se stala komplexním celkem. Poplatky byly vybírány Českou inspekcí životního prostředí a platili provozovatelé velkých, malých i středních zdrojů, fyzické i právnické osoby. V Příloze č. 1 Zákona byly stanoveny zpoplatněné znečišťující látky a sazby (např. tuna tuhých emisí 3000 Kčs). Svou úlohu dostaly obce a okresní úřady. Přesněji byly stanoveny sankce za nedodržování povinností provozovatelů zdrojů znečištění.

Od 1. června 2002 je účinný Zákon 86/2002 Sb. o ochraně ovzduší, který je aktuální platnou právní normou. Oproti předchozímu Zákonu zde byly upraveny pravomoci státních orgánů činných v ochraně ovzduší. Logicky byly pravomoci Okresních úřadů přeneseny na Kraje, které je od roku 2000 nahradily. Pomocí dalších prováděcích předpisů došlo k přesnějšímu vymezení Zákona 86/2002 Sb. Například Vyhláška 205/2009 Sb. o zjišťování emisí ze stacionárních zdrojů, Vyhláška č. 337/2010 Sb. o emisních limitech a dalších podmínkách provozu ostatních stacionárních zdrojů znečišťování ovzduší emitujících a užívajících těkavé organické látky, Vyhláška č. 362/2006 Sb. o způsobu stanovení koncentrace pachových látek, přípustné míry obtěžování zápachem a způsobu jejího zjišťování, Nařízení vlády č. 615/2006 Sb. o stanovení emisních limitů a dalších podmínek

provozování ostatních stacionárních zdrojů znečišťování ovzduší, Nařízení vlády č. 42/2011 Sb. o sledování a vyhodnocování kvality ovzduší.

Tabulka 3: Imisní limity dle NV č. 42/2011 Sb. o sledování a vyhodnocování kvality ovzduší.

Znečišťující		Hodnota imisního limitu
Látka	Doba průměrování	($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)
SO ₂	1 hod.	350 ¹⁾
	24 hod.	125 ²⁾
PM ₁₀	24 hod.	50 ³⁾
	1 rok	40
NO ₂	1 hod.	200 ⁴⁾ *
	1 rok	40
CO	max. denní osmihodinový průměr	10 000 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$
cílový imisní limit pro troposférický ozón O ₃	max. denní osmihodinový průměr	120 ⁵⁾

- 1) nesmí být překročeno více než 24 x za kalendářní rok
- 2) nesmí být překročeno více než 3 x za kalendářní rok
- 3) nesmí být překročeno více než 35 x za kalendářní rok
- 4) nesmí být překročeno více než 18 x za kalendářní rok
- 5) nesmí být překročeno ve více než 25 dnech za kalendářní rok v průměru za 3 roky

Nařízení vlády č. 42/2011 Sb. dále zavádí pojmy a limity pro signál upozornění, signál varování a signál regulace.

Signál upozornění následuje po překročení hodinového průměru koncentrace ve třech po sobě následujících hodinách pro SO₂, NO₂ a O₃ a po překročení 24 hodinového průměru koncentrace pro PM₁₀:

Škodlivina	hodnota
SO ₂ - oxid siřičitý	250 μg.m ⁻³
NO ₂ - oxid dusičitý	200 μg.m ⁻³
O ₃ - troposférický ozón	180 μg.m ⁻³
PM ₁₀ – prachové částice	100 μg.m ⁻³

Signál regulace následuje po překročení hodinového průměru koncentrace ve třech po sobě následujících hodinách pro SO₂, NO₂ a O₃ a po překročení 24 hodinového průměru koncentrace pro PM₁₀:

Škodlivina	hodnota
SO ₂ - oxid siřičitý	500 μg.m ⁻³
NO ₂ - oxid dusičitý	400 μg.m ⁻³
PM ₁₀ – prachové částice	150.m ⁻³

Signál varování platí pouze pro ozón a je zaveden po překročení hodinového průměru koncentrace ve třech po sobě následujících hodinách.

Škodlivina	hodnota
O ₃ - troposférický ozón	240 μg.m ⁻³

Emisní limity jsou dány Vyhláškou MŽP č. 205/2009 Sb. a Nařízením vlády č. 337/2010 Sb.

4. MATERIÁL A METODY

V diplomové práci je porovnáno znečištění ovzduší na území hlavního města Prahy s imisní situací v okresech Most a Chomutov. Tyto okresy jsou z hlediska znečištění ovzduší specifické, protože se zde vyskytuje řada velkých zdrojů znečištění (povrchové doly, uhelné elektrárny a teplárny). Sledovací období bylo nastaveno na dobu deseti let, tedy období 2000 – 2009. Pro vyhodnocení znečištění ovzduší byla použita data Českého hydrometeorologického ústavu pocházející ze stanic automatického imisního monitoringu (AIM), pro měřicí místo Most – ZÚ byla použita data Zdravotního ústavu se sídlem v Ústí nad Labem. Nutno podotknout, že síť automatického imisního monitoringu je na území hl. m. Prahy hustší než v obou srovnávacích okresech, stanice také dodávají data bez větších výpadků souvisle po celou dobu deseti let. Seznam sledovaných stanic je následující:

Území hlavního města Prahy:

Název stanice	Sledované látky	Typ stanice
Praha 8 - Kobyliisy	SO ₂ , NO ₂ , CO, O ₃ , PM ₁₀	Pozad'ová v předměstské zóně
Praha 1 – Náměstí Republiky	SO ₂ , NO ₂ , O ₃ , PM ₁₀	Pozad'ová v městské zóně
Praha 4 - Libuš	SO ₂ , NO ₂ , O ₃ , CO, PM ₁₀	Pozad'ová v předměstské zóně
Praha 9 - Vysočany	SO ₂ , NO ₂ , O ₃ , CO, PM ₁₀	Dopravní v městské zóně
Praha 5 - Smíchov	SO ₂ , NO ₂ , CO, O ₃ , PM ₁₀	Dopravní v městské zóně
Praha 6 – Veveslavín	SO ₂ , NO ₂ , O ₃ , PM ₁₀	Pozad'ová v předměstské zóně

Území okresů Most a Chomutov:

Název stanice	Sledované látky	Typ stanice
Chomutov - Škroupova	SO ₂ , NO ₂ , PM ₁₀	Pozad'ová v městské zóně
Tušimice	SO ₂ , NO ₂ , O ₃ , PM ₁₀	Pozad'ová ve venkovské zóně
Měděnec	SO ₂ , NO ₂	Pozad'ová ve venkovské zóně

Rudolice v Horách	SO ₂ , NO ₂ , O ₃ , PM ₁₀	Pozad'ová ve venkovské zóně
Most – ulice U Stadionu	NO ₂ , O ₃ , PM ₁₀ , CO (do roku 2008)	Pozad'ová v městské zóně
Most – ZÚ	SO ₂ , NO ₂ , O ₃ , PM ₁₀	Pozad'ová ve městské zóně

4.1 Stanice na území hlavního města Prahy

Bylo vybráno 6 stanic, na kterých se provádí měření v období 2000 – 2009. Oproti druhé sledované lokalitě se v Praze vyskytují stanice tzv. dopravního typu (Praha – Smíchov, Praha - Vysočany), které jsou umístěny poblíž významných dopravních tepen a sledují vliv dopravy na ovzduší v okolí.

Stanice Praha 8 – Kobylisy

Stanice je umístěna na Wichterleho ulici v areálu Akademie věd asi 500 m od hlavní silnice. Okolí tvoří převážně zastavěná plocha ve svažitém terénu. Na stanici se sledují všechny znečišťující látky.

Stanice Praha 1 – Náměstí Republiky

Stanice je umístěna přímo na Náměstí Republiky naproti obchodnímu centru a nedaleko Obecního domu. Okolí tvoří zastavěná plocha převážně obchodního charakteru. Na stanici se měří koncentrace oxidu dusičitého, oxidu siřičitého, přízemního ozónu a prachových částic.

Stanice Praha 4 – Libuš

Stanice je umístěna v areálu Českého hydrometeorologického ústavu v Libuši. Hlavní komunikace je vzdálena asi 50 m (ulice Generála Šišky). Lokalita je umístěna na hřebenu mírného kopce. Okolí tvoří zastavěná i nezastavěná plocha. Měří se zde všechny základní znečišťující látky.

Stanice Praha 9 – Vysočany

Stanice je umístěna na ulici Kolbenova v bezprostřední blízkosti rušné křižovatky ulic Freyova, Sokolovská a Kolbenova. V okolí převládá rovinný terén, lokalita je zastavěná zejména průmyslově využívanými objekty. Měří se zde všechny základní znečišťující látky.

Stanice Praha 5 – Smíchov

Stanice se nachází nad vjezdem do Strahovského tunelu na jeho smíchovské straně. Tunel je součástí vnitřního pražského okruhu, což znamená, že okolí je z hlediska dopravy velice frekventované. Poblíž stanice se nachází park Sacre-Coer. Na stanici se měří všechny základní znečišťující látky.

Stanice Praha 6 – Veleslavín

Stanice se nachází v parku na sídlišti Červený vrch asi 50 m od hlavní silnice (ul. Evropská). V okolí je především zastavba určená k bydlení, terén je rovinatý. Sleduje se zde oxid siřičitý, oxid dusičitý, přízemní ozón a polétavý prach.

4.2 Stanice na území okresů Most a Chomutov

Ve srovnávacích okresech není síť AIM tak hustá jako v Praze. Na rozdíl od hlavního města mohou být v některých případech stanice vzdáleny i několik desítek kilometrů od sebe. Většina z nich je umístěna stran rušných komunikací, naměřené koncentrace může však ovlivňovat blízká elektrárna (Tušimice) nebo povrchový důl (Lom u Mostu, Most).

Stanice Chomutov – Škroupova

Stanice se nachází na Škroupově ulici cca 100 metrů od rychlostní silnice 13 protínající velkou část Ústeckého kraje. V okolí jsou zejména rodinné domy a objekty k bydlení, terén je rovinatý. Sledují se zde všechny základní polutanty (SO₂, NO₂, PM₁₀, O₃, CO).

Stanice Tušimice

Stanice je umístěna u obce Tušimice na volném prostranství, v okolí se vyskytují především lomy a výsypky, v těsném sousedství se nachází elektrárna Tušimice provozovaná Českými energetickými závody a.s. Na stanici se měří oxid siřičitý, oxid dusičitý, polétavý prach a ozón.

Stanice Měděnec

Nachází se v Krušných horách v blízkosti obce Měděnec, která je zároveň hraničním přechodem do SRN. V okolí stanice je rekreační středisko, pole a nízká zeleň. Je umístěna v mírném svahu v nadmořské výšce cca 830 m n.m. Na stanici se měří oxidy siřičitý, dusičitý a uhelnatý, a prach.

Stanice Rudolice v Horách

Podobně jako předchozí stanice Měděnec se nachází v Krušných horách v nadmořské výšce 840 m n.m.. V okolí je volné prostranství (zejména pastviny). Nejbližší zástavba se nachází v obci Malý Háj a v Rudolicích. Stanice je v blízkosti silnice vedoucí ze Svahové do Malého háje. Nedaleko probíhá křížení s cestou z Rudolic na osadu Lesná a k vysílači Jedlová hora. Na stanici se sledují koncentrace SO₂, NO₂, PM₁₀ a O₃.

Stanice Most – U Stadionu

Klimatizovaný kontejner s měřicími přístroji se nachází v ulici U Stadionu v zástavbě určené k bydlení a ke komerčním účelům. V blízkosti je křižovatka ulice U Stadionu a Třídy Budovatelů, která je nejrušnější ulicí v Mostě. Terén je rovinný. Sledují se zde oxidy siřičitý, dusičitý a uhelnatý, prach a ozón. Oxid uhelnatý se sledoval do roku 2008, poté ČHMÚ z důvodu nedostatku financí na obnovu zařízení zrušil.

Stanice Most - ZÚ

Stanice se nachází na střeše budovy bývalé Okresní hygienické stanice v areálu Nemocnice s poliklinikou v Mostě v ulici J. E. Purkyně. Terén v okolí je zvlněný, areál nemocnice se nachází na svahu Širokého kopce. V okolí zastavěná plocha. Není zde sledován oxid uhelnatý.

4.3 Vyhodnocení dat

Od ČHMÚ a Zdravotního ústavu byla získána data průměrných denních koncentrací jednotlivých škodlivin (SO₂, NO₂, PM₁₀, O₃, CO), která jsou však vzhledem k objemu a poměrně dlouhému sledovanému období špatně graficky vyjádřitelná. Proto byly pro grafy použity průměrné měsíční hodnoty, tabulky s denními koncentracemi budou přílohou diplomové práce.

Pro každou měřicí stanici byl vytvořen graf za každý sledovaný rok zvlášť, ve kterém byly promítnuty všechny měřené škodliviny. Tyto grafy jsou rovněž součástí příloh práce. Dále byly porovnány jednotlivé hodnoty naměřené na jedné stanici v počátku sledovaného období a na jeho konci. V posledním srovnání byly určeny průměrem koncentrace za danou časovou jednotku pro Prahu a severočeské okresy a hodnoty byly mezi sebou graficky porovnány. Pro zpracování dat byl použit program Microsoft Excel 2007.

4.4 Popis sledovaných oblastí

4.4.1 Hlavní město Praha

Poloha

Praha je největším a zároveň hlavním městem České republiky. Leží uvnitř Středočeského kraje, jehož je i správním sídlem, nicméně sama tvoří samosprávný celek a ke Středočeskému kraji nepatří. Na jižním okraji města se vlévá řeka Berounka do Vltavy (městská část Praha – Lahovice), která celou Prahu protíná a pokračuje dále na sever. Praha leží na padesáté rovnoběžce. Rozloha Prahy je 496 km², žije zde přibližně 1 286 000 obyvatel (ČSÚ, 2001).

Geomorfologie

Praha leží mírně na sever od středu Čech. Centrum se rozkládá v údolí Vltavy a jejích přítoků. Jejich erozní činnost vymodelovala členitý reliéf, nejnižším bodem je hladina Vltavy u Suchdola (177 m n. m.), nejvyšším pak nevýrazný vrch Teleček mezi Sobínem a Chrástany (399 m n. m.). V centru je výrazný vrchol Petřín (327 m n. m.) strmě se zdvihající od Vltavy. Dalšími významnými vrchy v Praze jsou např. Bohdalec (272 m n.m.), Bílá Hora (381 m n.m.), Ládví (359 m n.m.) a Vítkov (270 m n.m.).

Hydrologie

Naprostou dominantou ve vodních tocích na území Prahy je již zmíněná Vltava, do které se vlévají všechny ostatní vodní toky v Praze. Kromě na jihu vlévající se Berounky (do které se těsně před soutokem vlévá Radotínský potok) se do Vltavy dále vlévá Litovicko-Šárecký potok (na Podbabě), Únětický potok (v Roztokách u zámku), Motolský potok (pod Janáčkovým nábřežím na Smíchově), Dalejský potok (u hlubočepského předmostí Barrandovského mostu), Brusnice (kanalizací na Klárově), Rokytka (pod Liběňským zámkem) a v neposlední řadě Botič, do kterého se za téměř 35 kilometrů jeho toku vlévají na území Prahy potoky Dobrá voda, Košíkovský potok a Slatinský potok, a který se sám vlévá do Vltavy na Výtoni. Na Botiči byla vybudována v roce 1964 Hostivařská přehrada, která slouží hlavně k vodohospodářským, rekreačním a energetickým účelům – stojí zde malá vodní elektrárna. V současnosti (od roku 2010) probíhá odbahnění a čištění dna nádrže. Pod hrází přehrady začíná přírodní památka Meandry Botiče, který je součástí přírodního parku Hostivař-Záběhlce. Druhou největší přehradou v Praze je Džbán, který se nachází v katastrálním území Prahy 6 – Vokovic. Byla vybudována v roce 1968 na Litovickém potoce, potoku za hrází se dnes říká Šárecký potok. Přehrada slouží hlavně k rekreačním

účelům. Další vodní plochou v Praze je Hlubočepské (nebo také Prokopské) jezírko, které vzniklo zaplavením bývalého vápencového lomu. V hlavním městě se vyskytuje i několik rybníků: Hamerský, Milíčovský, Kyjský, Hořejší, Počernický apod. (Libíček, 1983).

Podnebí

Podnebí v Praze je mírné, průměrný roční úhrn srážek za roky 1961–1990 ze stanice Praha-Ruzyně byly 526,6 mm, z toho nejvíce napršelo v květnu (78 mm) a nejméně v lednu a únoru (23 mm). Za roky 2000–2007 bylo průměrně ročně 160 dnů deštivých. Ročně je zde přibližně 60 zasněžených dnů, nejvíce v lednu, kde průměrná výška sněhu je 5 cm. Průměrně je zde ročně přes 1600 slunečných hodin (5 hodin denně). Nejvíce slunečných hodin je v červnu (230, za den 8,5) a nejméně v prosinci (38, za den 1,5). Průměrná roční teplota se pohybuje okolo 8,5 °C. V nejmrazivějším měsíci lednu je průměrná denní teplota 1 °C, noční –3 °C. V nejteplejším měsíci červenci je průměrná denní teplota 24 °C, noční 13 °C. Ročně je okolo 100 mrazivých dnů a 30 ledových dnů. Relativní vlhkost vzduchu se celoročně pohybuje mezi 65 až 90 % (ČHMÚ, 2009).

4.4.2 Bývalé okresy Most a Chomutov

Poloha

Bývalé okresy Most a Chomutov se nacházejí v severozápadních Čechách a jsou sobě sousedními. V severní části sousedí se Spolkovou republikou Německo (hranice je umístěna na hřebenech Krušných hor), na západě hraničí okres Chomutov a zároveň Ústecký kraj s krajem Karlovarským, na východě s bývalým okresem Teplice a na jihu s bývalým okresem Louny. Sledované okresy mají dohromady rozlohu 1402,48 km² a žije zde přibližně 242 tisíc obyvatel (Weber et.al., 2007).

Geomorfologie

Severní část obou okresů tvoří část Krušných hor. Krušné hory tvoří mohutný pohraniční hřeben na severozápadě Čech, který prudce vystupuje z Mostecko-Chomutovské pánve a přechází bez předhůří do svých nejvyšších poloh. Toto prudké převýšení, které vzniklo v době třetihorní, kdy byla vytvořena příkopová propadlina podkrušnohorská, dává celému pohoří ráz mnohem vyšších hor. Krušné hory nejsou příliš vysoké, jejich výška roste od západu, kde se pohybuje kolem 800 m n.m., vrcholí Klínovcem (1244 m n.m.) a odtud na východ opět klesá. Zcela jiný je jejich příčný profil. Na sever od Saska sestupují Krušné hory

pozvolně a stupňovitě, k jihu však spadají velmi prudce do podkrušnohorských pánví. Výškový rozdíl místy dosahuje až 700 m a zpravidla je přerušován dvěma stupni. Další charakteristikou Krušných hor je značná členitost celého pohoří. Hluboká, příčná údolí zasahují někdy až k hranicím (Birner, Páv, 1981).

Významnou část obou bývalých okresů tvoří Severočeská pánev, na které jsou významná ložiska hnědého uhlí, a tudíž je zde i velmi rozvinutá jeho těžba – v minulosti i hlubinná, v současnosti především povrchová. Na jihovýchodní hranici okresu Most zasahuje i malá část Českého středohoří (vrchy Zlatník, Želeňák, Špičák a Milá) (Demek, 1987).

Hydrologie

Mosteckou a Chomutovskou pánev odvodňují řeky Ohře a Bílina. Ohře pramení v Bavorsku pod horou Schneeberg v přírodní rezervaci Smrčiny. Pramen se nachází blízko města Weißenstadt (asi 35 km od Chebu). Až do Kadaně protéká kopcovitou krajinou, po průtoku Nechranickou přehradou vytváří četné meandry. Po Vltavě je Ohře v Čechách druhým největším levostranným přítokem Labe, do kterého se vlévá v Litoměřicích. Bílina pramení na svazích Krušných hor, severně od Chomutova nad městem Jirkovem. Protéká mezi Českým středohořím a Krušnými horami směrem na východ. Na horním toku protéká až do Mostu mezi povrchovými doly v umělém Ervěnickém koridoru, který byl vybudován při zakládání těchto dolů. Do začátku 20. století protékala Komořanským jezerem, to však bylo v důsledku důlní činnosti roku 1835 uměle vysušeno. Pokračuje mosteckou pánví otevřenou, bezlesou krajinou. Koryto je hlinité, široké 5 až 10 metrů, z velké části regulované. Do Labe se vlévá v Ústí nad Labem. Nejvýznamnější vodní plochou této oblasti je bezesporu Nechranická přehrada, která je šestou největší v republice a její sypaná hráz je nejdelší ve střední Evropě (3280 m). Byla vybudována v letech 1961 až 1968, zejména jako zdroj vody pro nedaleké elektrárny v Tušimicích. V současnosti je především využívána k rekreaci. Její část byla vyhlášena Ptačí oblastí a je součástí soustavy Natura 2000. Na horských potocích se nachází několik umělých nádrží, mezi ty největší patří Přísečnická, Flájská a Křimovská přehrada, sloužící jako zásobárny pitné vody. Dalšími významnými plochami jsou Kyjická a Zaječická retenční nádrž (okr. Chomutov), vodní nádrž Matylda a jezero Vrbenský (okr. Most) a jezero Most, které se aktuálně napouští na místě bývalého hnědouhelného lomu Ležáky. Po napuštění bude mít rozlohu 311 ha, bude 1,5 km dlouhé a 2,5 km široké, průměrná hloubka bude 22 metrů. Jako zdroj vody pro napuštěné jezero byla původně vybrána v blízkosti protékající řeka Bílina, ale tuto variantu zakázali hygienici a proto se

aktuálně jezero napouští z Průmyslového přivaděče Nechanice a ze vzdutí pevného jezu Stranná na řece Ohři (Soukup 2000).

Podnebí

Krušné hory leží v chladné podnebné oblasti. V této podnebné oblasti je letních dnů 10 – 30, mrazivých dnů 140 – 180 a dnů se sněhovou pokrývkou 100 – 140. Zbylá část obou okresů patří do podnebné oblasti teplé, kde bývá letních dnů 60 – 70, mrazových dnů 90 – 100 a dnů se sněhovou pokrývkou méně než 50. Srážky jsou ovlivňovány srážkovým stínem Krušných hor a s úhrnem 435 mm patří podkrušnohorská pánev k oblastem s nejnižším úhrnem v republice. Průměrné roční teploty jsou v oblasti krušných hor 2 – 4 stupně Celsia, v pánevní oblasti pak 7 – 1é stupňů Celsia. Převládá severozápadní proudění větru (ČHMÚ, 2009).

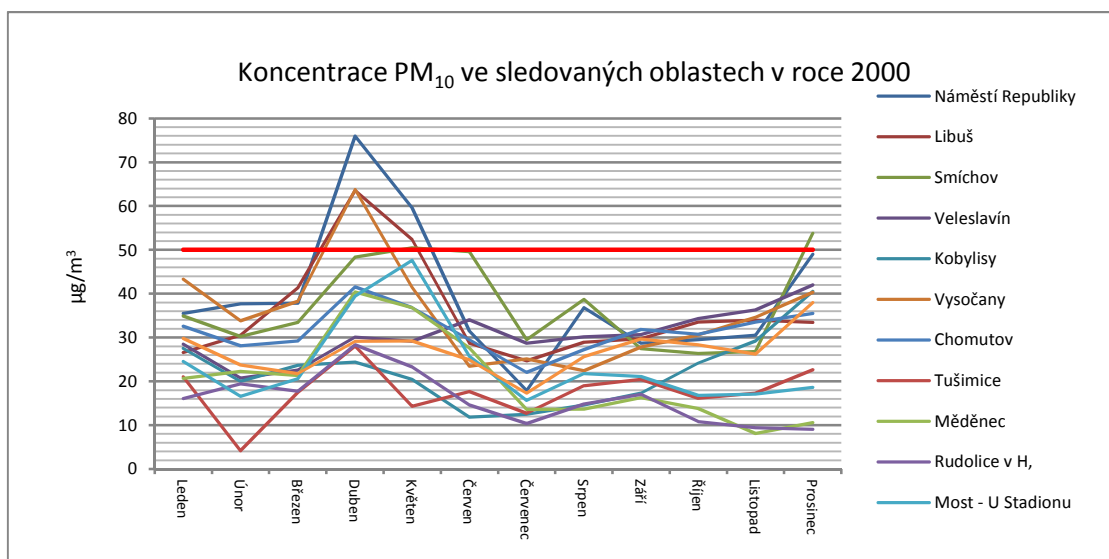
5. VÝSLEDKY

5.1 Prachové částice PM₁₀

Koncentrace prachových částic menších než 10 µm byla nejvyšší na stanici v Praze na Náměstí Republiky v měsíci dubnu, kdy svá maxima naměřila převážná část sledovaných míst (graf č. 1). Pro názornost byl do grafu zanesen 24-hodinový limit pro prachové částice PM₁₀ (50 µg/m³), podle kterého si lze představit, v jakých číslech se pohybovaly denní koncentrace. Z druhé sledované oblasti byly nejvyšší hodnoty v Chomutově, dále pak v Mostě U Stadionu. Nejnižší hodnoty byly naměřeny na horských stanicích (Měděnec a Rudolice) a v Tušimicích. Korelační koeficient mezi Rudolicemi a Náměstím Republiky $r = -0,17$, což znamená, že hodnoty na sobě nejsou závislé. Slabá lineární závislost je i mezi Smíchovem a Veleslavínem ($r = 0,33$).

Z výsledků lze určit, že tato znečišťující látka je navázána na hustotu dopravy. Nejvyšší hodnoty jsou naměřeny na pražských stanicích, které leží v blízkosti silničních tahů, podobnost lze shledávat i u vyšších hodnot z Chomutova a Mostu – U Stadionu, které také leží u dopravních tepen.

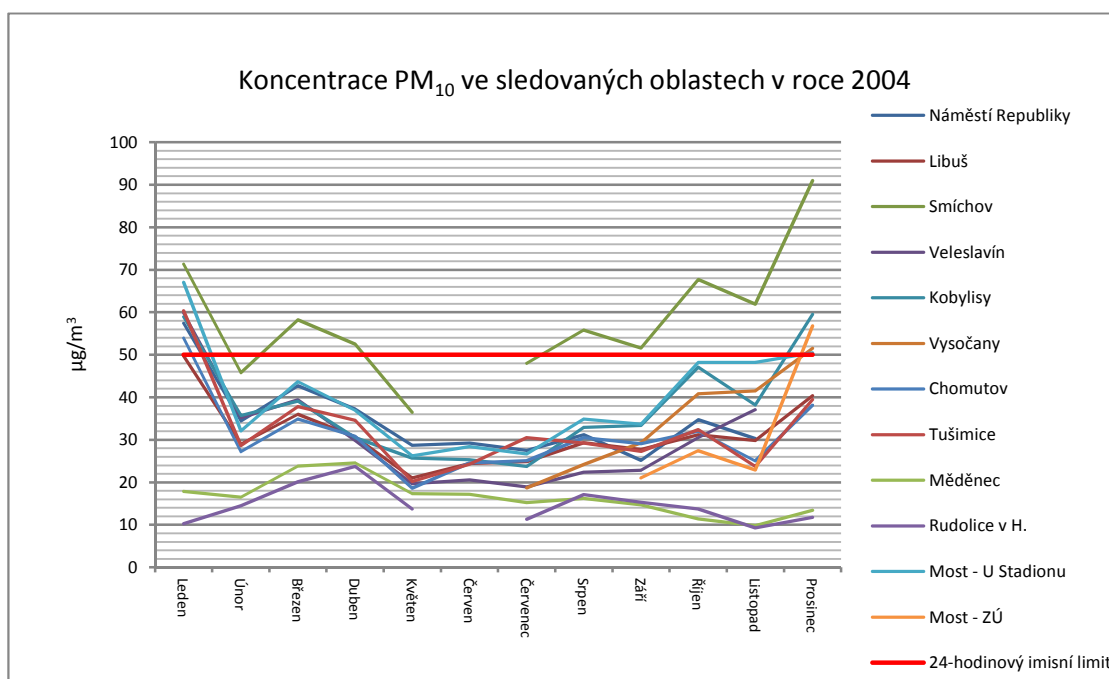
Ústecký kraj má své specifikum v těžbě. Znečišťovatelem jsou povrchové doly, v jejichž okolí dochází ze nepříznivých podnebných podmínek k vysoké akumulaci prašných částic v ovzduší. Na měřicí stanici ve městě Lom u Mostu docházelo v devadesátých letech k překročení denního limitu pro PM₁₀ i třetinu dní v roce. Město Lom leží v bezprostřední blízkosti dolu Bílina.



Graf č. 1 - Průměrné koncentrace prachu ve sledovaných oblastech v roce 2000.

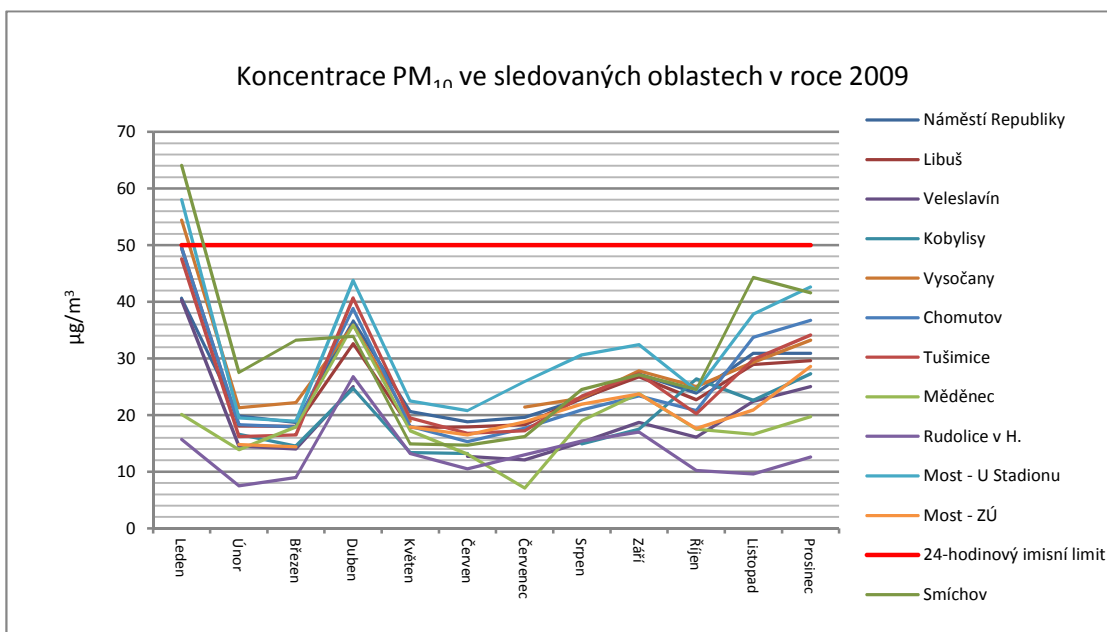
Výsledky měření z roku 2004 ukazují, že nejvyšší hodnoty byly naměřeny na pražské smíchovské stanici. Ostatní pražské stanice však oproti Smíchovu vykazují mírný pokles, průměrnou měsíční hodnotou se nad hranici $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dostaly pouze na počátku roku v lednu. Stagnaci hodnot vykazuje stanice v Chomutově, nárůst pak například na stanici v Kobylisích. Nejvyšších hodnot dosahují shodně všechny stanice v lednu a prosinci, středně vysokých pak v navazujících měsících.

Vývoj průměrných měsíčních hodnot ze stanic v severozápadních Čechách a z Prahy vykazuje silnou lineární závislost vyčíslitelnou korelačním koeficientem $r = +0,93$. Smíchovská stanice umístěná nad ústím do Strahovského tunelu vykázala nejvyšší hodnoty.



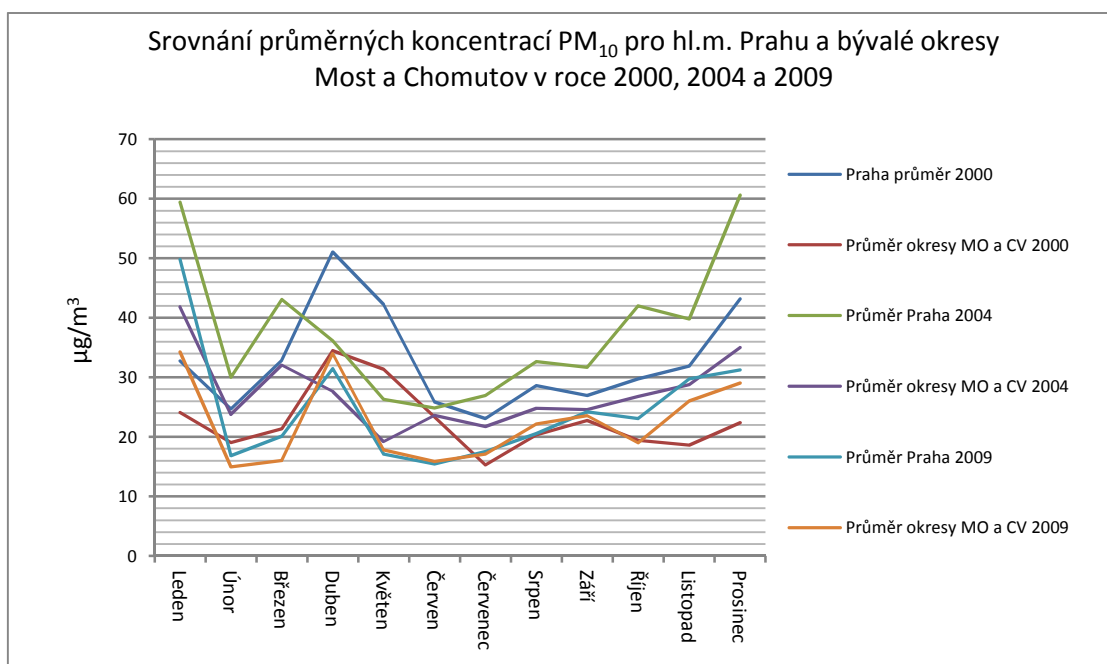
Graf č. 2 - Koncentrace PM₁₀ ve sledovaných oblastech v roce 2004.

Stanice v Praze zaznamenaly v roce 2009 oproti roku 2004 pokles. Průměrné měsíční hodnoty kromě některých stanic v lednu nedosahovaly hranice $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (graf č. 3). Nejvyšší hodnoty byly naměřeny kromě Smíchova ještě v Mostě – U Stadionu. Nejnižší potom na stanicích Měděnec a Rudolice v Horách. Výrazný je dubnový nárůst koncentrací u všech stanic.



Graf č. 3 - Koncentrace PM₁₀ ve sledovaných oblastech v roce 2009.

Zajímavé hodnoty byly naměřeny v dubnu na všech zájmových stanicích. Oproti předchozímu a následnému měsíci jakoby koncentrace prachu prudce narostly, aby se pak vrátily na své původní hodnoty (graf č. 3).

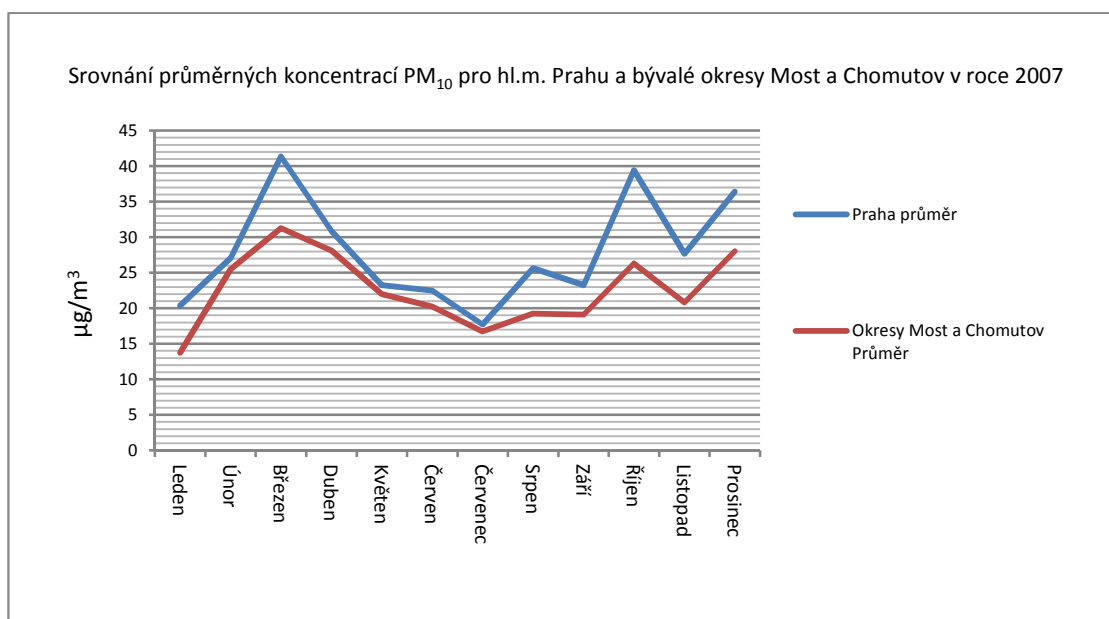


Graf č. 4 - Srovnání průměrných koncentrací PM₁₀ pro hl. m. Prahu a bývalé okresy Most a Chomutov v roce 2000, 2004 a 2009.

U pražských stanic lze pozorovat v první polovině sledovaného období stagnaci, v posledním roce sledování však došlo k poklesu koncentrací (graf č. 4). Druhá sledovaná

oblast téměř stagnovala, patrný je mírný nárůst v polovině období, který se v druhé polovině volně dostává na hodnoty z počátku sledovaného období

Velmi zajímavé je srovnání vývoje koncentrací v průběhu roku 2007 v obou sledovaných oblastech. Z křivek grafu je patrné, že ač jsou v oblasti Prahy hodnoty vyšší než v Mostě, mají velmi podobný vývoj v průběhu roku (graf č. 5). Korelační koeficient je v tomto případě roven $r = 0,88$. Kladné hodnoty blízké hodnotě jedna vykazují silnou lineární závislost (přímá úměra). Toto dokazuje, že koncentrace znečišťujících látek velmi ovlivňuje počasí v České republice.

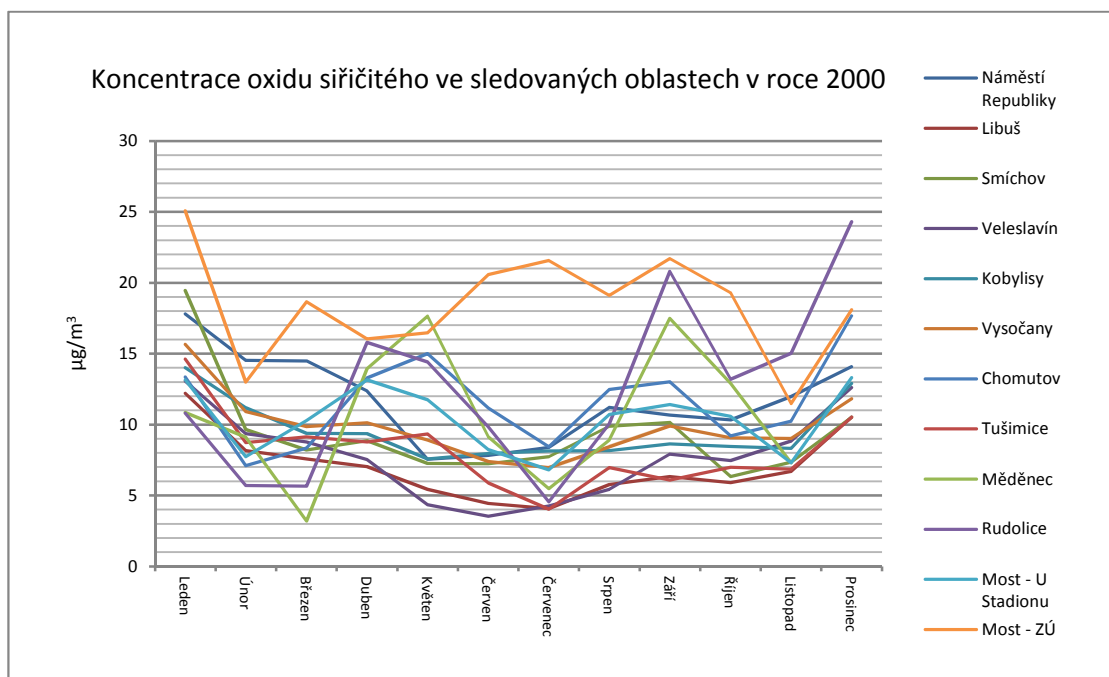


Graf č. 5 - Srovnání průměrných koncentrací PM₁₀ pro hl. m. Prahu a bývalé okresy Most a Chomutov v roce 2007.

5.2 Oxid siřičitý

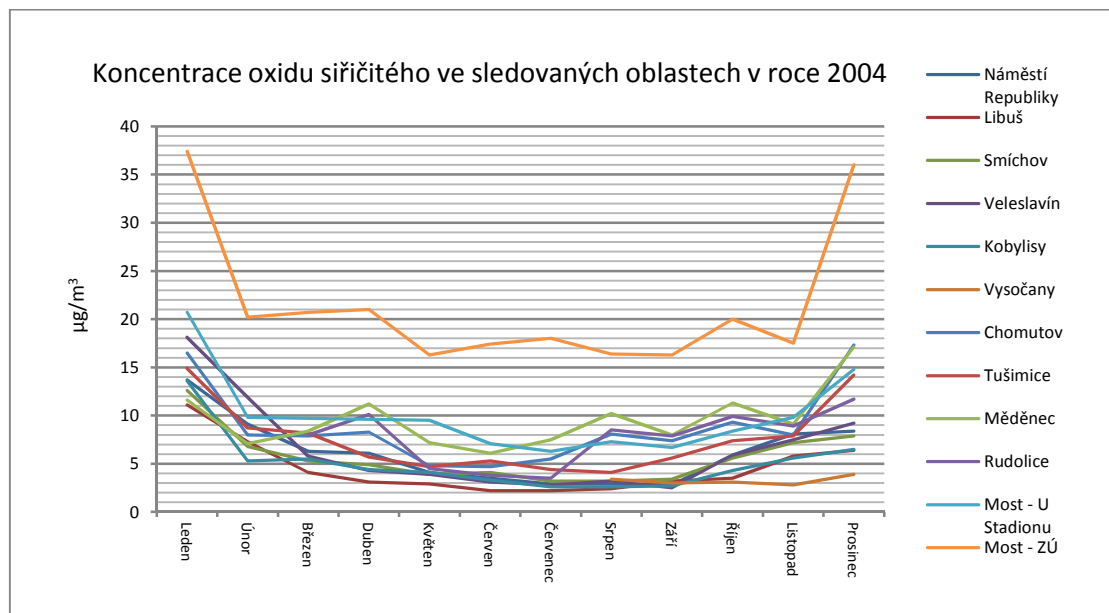
Dle každoročních emisních bilancí (ČHMÚ) je Ústecký kraj na první příčce z hlediska produkce emisí SO₂ a v některých letech sledovaného období dokonce tvoří polovinu celkových vyprodukovaných emisí v ČR.

Na počátku sledovaného období dosáhly u většiny stanic koncentrace oxidu siřičitého svého maxima na počátku a konci roku (leden a prosinec). Nejvyšší průměrné měsíční hodnoty se pohybovaly v rozmezí od 20 do 25 µg/m³ (graf č. 6). Téměř po celý rok bylo ovzduší polutantem výrazněji znečištěno na stanici v Mostě – Zdravotním ústavu.



Graf č. 6 - Koncentrace oxidu siřičitého ve sledovaných oblastech v roce 2000.

V přibližné polovině sledovaného období (rok 2004) lze pozorovat mírné snížení průměrných koncentrací na většině sledovaných stanic (graf č. 7). Výjimkou je stanice Zdravotního ústavu v Mostě, kde maximální hodnoty v lednu a prosinci dosahují nad hranici $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ve stejných měsících dosáhly svých maxim i ostatní sledované měřící stanice.

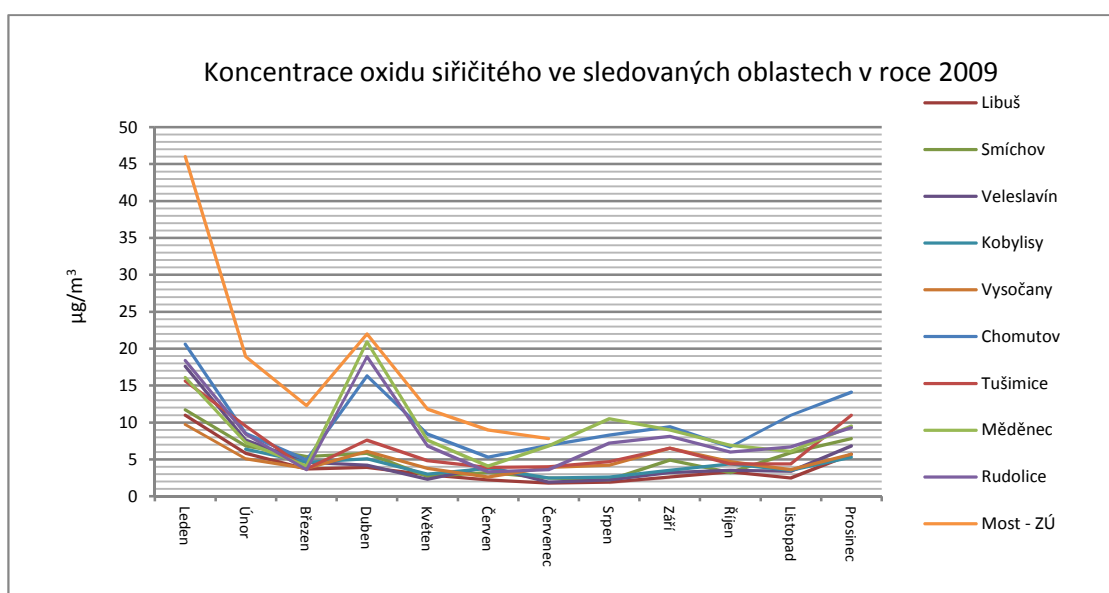


Graf č. 7 - Koncentrace oxidu siřičitého ve sledovaných oblastech v roce 2004.

Zajímavý je korelační koeficient mezi průměrnými měsíčními hodnotami ze stanice Praha – Vysočany a Tušimice z roku 2000, který dosahuje hodnoty $r = 0,92$, což vykazuje

silnou lineární závislost (čím vyšší jsou hodnoty ve Vysočanech, tím vyšší jsou v Tušimicích a naopak).

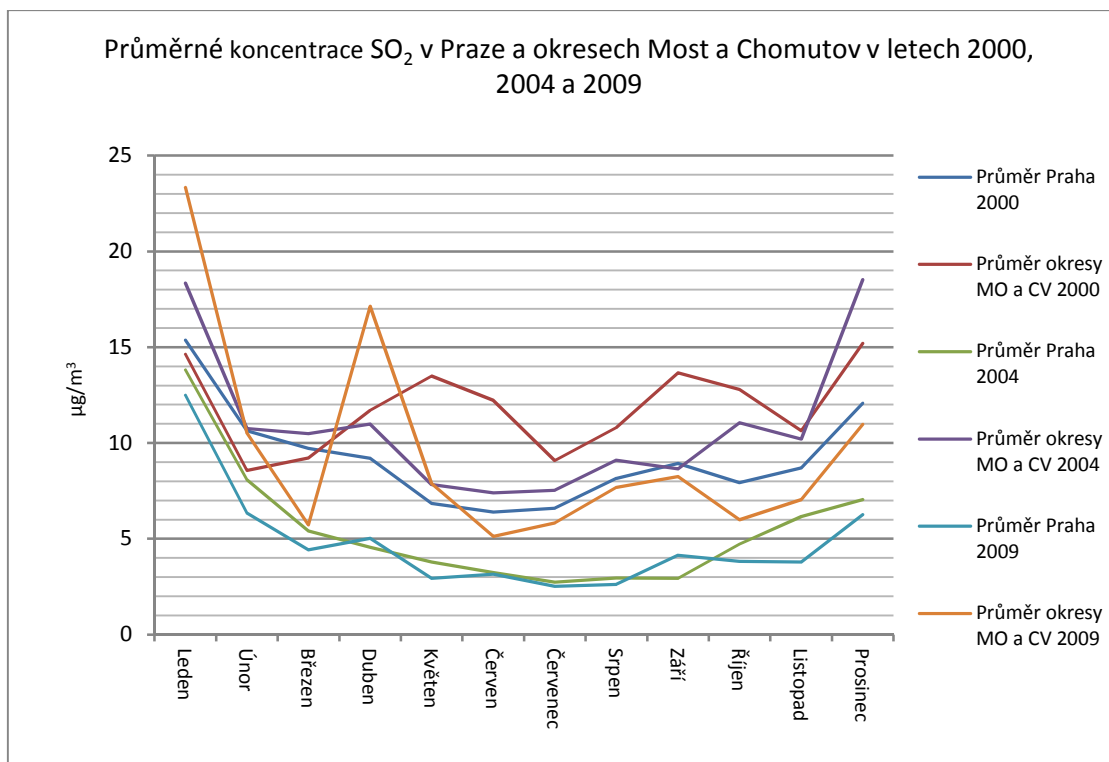
V roce 2009 se průměrné koncentrace oxidu siřičitého pohybovaly na většině stanic v rozmezí 3 – 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (graf č. 8). Nejvyšší hodnoty byly zaznamenány v měsíci lednu na stanici Most – Zdravotní ústav, kdy dosahovaly hodnot nad 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, což zhruba navazuje na hodnoty z prosince 2008, které se rovněž pohybovaly nad hranicí 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Stanice Měděnec, Rudolice v Horách, Most - ZÚ a Chomutov vykazují vyšší hodnoty ještě v měsíci dubnu. V roce 2009 byla z ekonomických důvodů ukončena měření na stanicích Praha – Náměstí Republiky a Most – U Stadionu.



Graf č. 8 - Koncentrace oxidu siřičitého ve sledovaných oblastech v roce 2009.

Vysoké hodnoty na stanici Most – Zdravotní ústav mohou být opět zapříčiněny již zmíněnou polohou měřicí stanice.

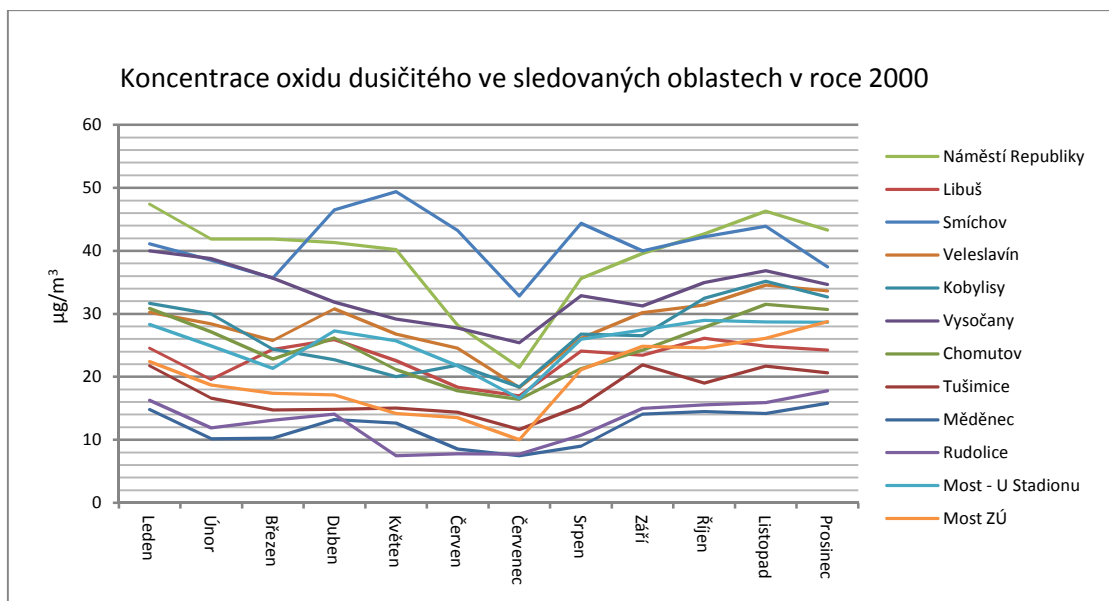
V jednotlivých sledovaných oblastech je možno sledovat klesající trend naměřených koncentrací (graf č. 9). U oblasti Prahy je zřetelný pokles mezi rokem 2000 a rokem 2004, hodnoty z roku 2009 jsou už jen minimálně nižší než z roku 2004. Bývalé okresy Chomutov a Most také vykazují klesající trend, výjimkou je duben 2009, kdy kvůli čtyřem stanicím (Most, Měděnec, Rudolice v Horách, Chomutov) dochází k výraznému nárůstu nad nejvyšší hodnoty z roku 2000.



Graf č. 9 - Průměrné koncentrace SO₂ v Praze a okresech Most a Chomutov v letech 2000, 2004 a 2009.

5.3 Oxid dusičitý

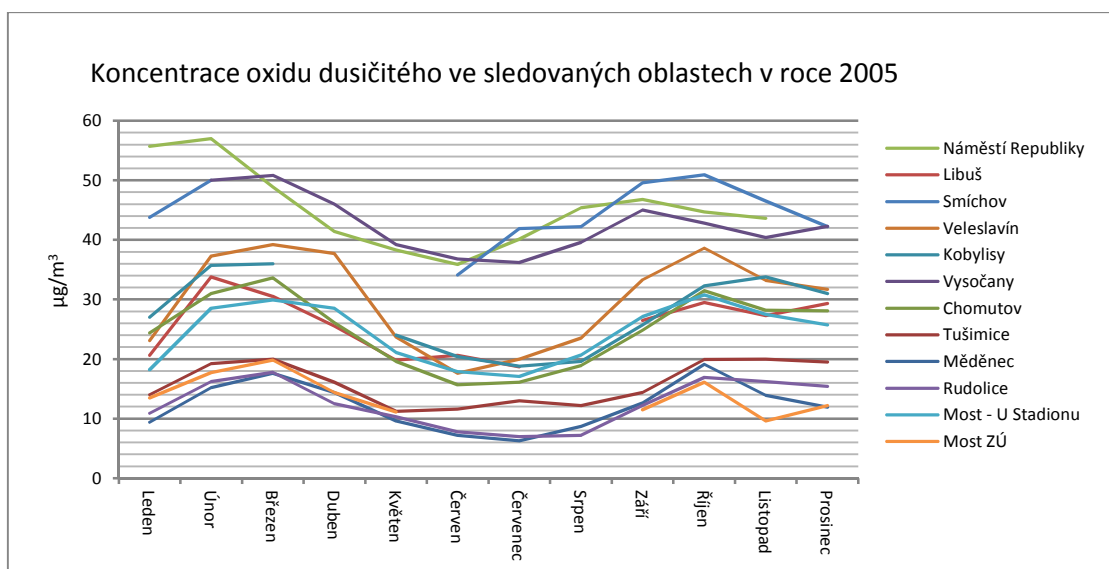
V roce 2000 byly naměřeny velmi různé koncentrace oxidu dusičitého na sledovaných stanicích. Zatímco nejnižší hodnoty naměřené v Rudolicích a na Měděnci se pohybovaly v rozmezí 7 – 17 µg/m³, nejvyšší hodnoty v Praze na Smíchově a na Náměstí Republiky dosahovaly až ke koncentraci 50 µg/m³ (graf č. 10). Zbylé stanice jsou rovnoměrně rozmístěné mezi tyto dvě krajní hodnoty. Ze stanic severozápadních Čech naměřila nejvyšší hodnoty stanice v Chomutově. Maxima většina stanic dosáhla v květnu nebo listopadu.



Graf č. 10 - Koncentrace oxidu dusičitého ve sledovaných oblastech v roce 2000.

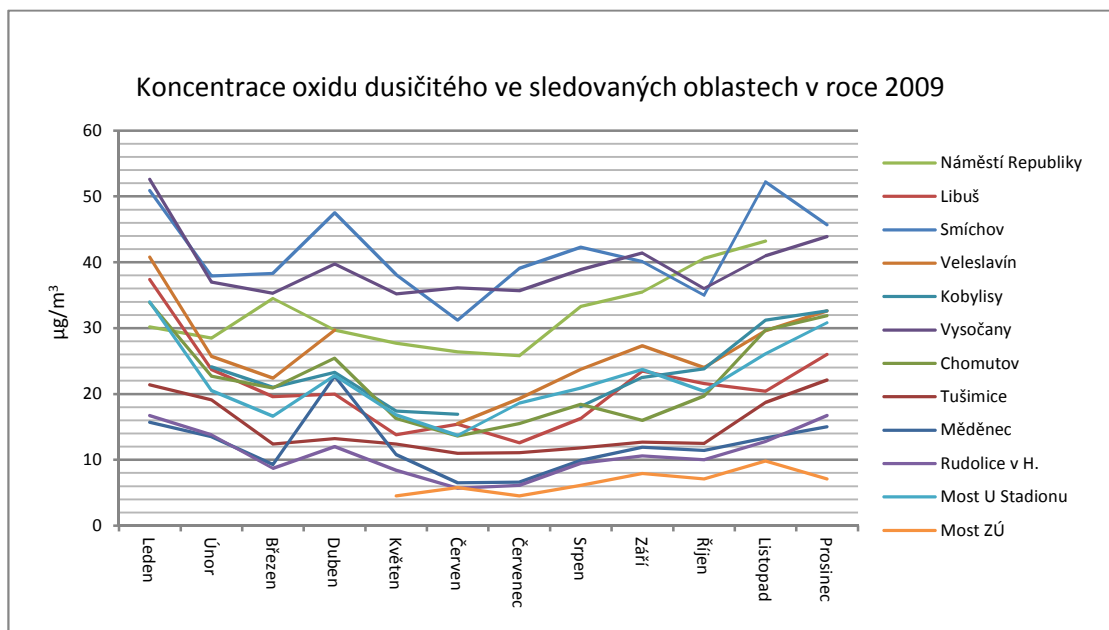
V roce 2005 lze pozorovat mírný nárůst hodnot maximálních průměrných koncentrací oproti roku 2000 na stanicích Smíchov, Náměstí Republiky a Vysočany. Výsledky grafu lze rozdělit na tři pomyslné části. Část s nejvyššími hodnotami (již zmíněna), následuje střední část grafu, kde jsou stanice z větších měst na severozápadě Čech a pražské Kobylisy a graf s nejnižšími hodnotami, do které patří horské stanice (Rudolice, Měděnec), dále pak Tušimice a Most - Zdravotní ústav.

Zajímavý je korelační koeficient mezi měsíčními koncentracemi ze stanice Měděnec a Veleslavín, který dosahuje hodnoty $r = 0,95$ svědčící o silné lineární závislosti.



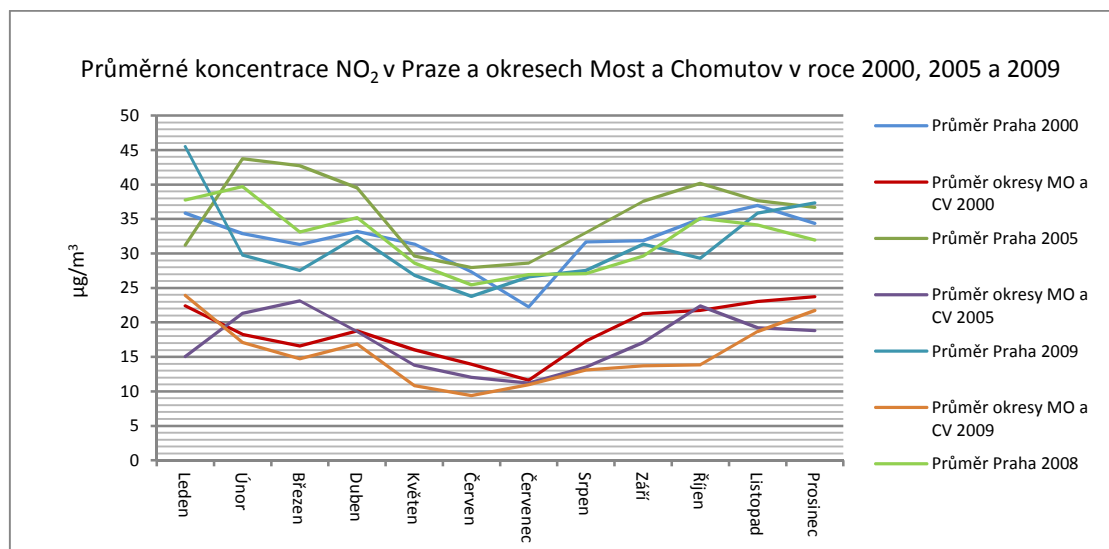
Graf č. 11 - Koncentrace oxidu dusičitého ve sledovaných oblastech v roce 2005.

Na konci sledovaného období je patrný pokles u maximálních naměřených hodnot u stanic Smíchov, Náměstí Republiky a Vysočany zhruba o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (graf č. 12). Ostatní stanice vykazují podobné hodnoty jako v roce 2005, některé zaznamenaly oproti roku 2005 mírný pokles (například stanice v Mostě – zdravotní ústav).



Graf č. 12 - Koncentrace oxidu dusičitého ve sledovaných oblastech v roce 2009.

Zatímco u měřicích stanic v bývalých okresech Most a Chomutov lze pozorovat postupné mírné snižování naměřených koncentrací, u Prahy je patrný nárůst mezi roky 2000 a 2005, rok 2009 se pohybuje mírně pod hodnotami z roku 2000 (graf č. 13).

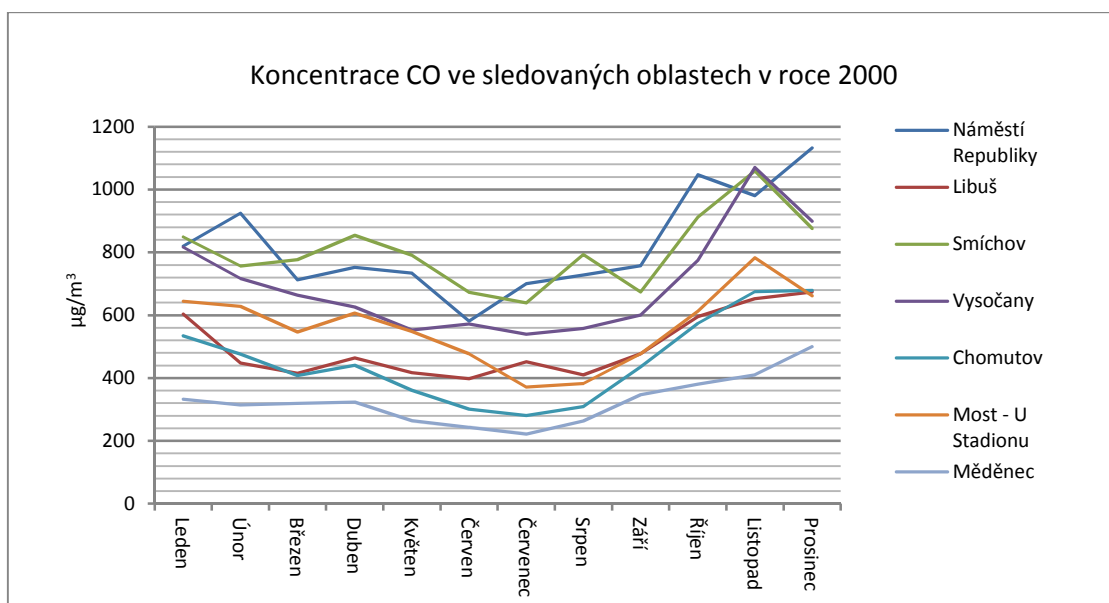


Graf č. 13 - Průměrné koncentrace NO_2 v Praze a okresech Most a Chomutov v roce 2000, 2005, 2008 a 2009..

Souhrnem lze konstatovat, že v případě oxidu dusičitého byla zaznamenána stagnace hodnot ve sledovaném období, v některých případech je patrný mírně klesající trend. Do grafu byl zahrnut i průměr z pražských stanic z roku 2008, který doplňuje tvrzení o stagnaci.

5.4 Oxid uhelnatý

Z monitorovaných polutantů je oxid uhelnatý sledovaný nejméně. Z dvanácti stanic, ze kterých se podařilo získat data, jeho koncentrace v ovzduší sleduje pouze sedm, z nichž čtyři jsou v Praze a tři v druhé sledované oblasti (graf č. 14). V roce 2000 byly nejvyšší koncentrace naměřeny v Praze na Náměstí Republiky na Smíchově. Hodnoty se pohybovaly v rozmezí 600 – 1100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Nejnižší hodnoty vykazovala stanice v Krušných horách na Měděnci, hodnoty byly mezi 220 a 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Maxima byla v obou případech naměřena v zimních měsících. Dle korelačních koeficientů jsou si více podobné vývoje stanice Náměstí Republiky a Chomutov (korelační koeficient $r = 0,89$), které jsou od sebe vzdušnou čarou vzdáleny přibližně 90 kilometrů, než vývoj mezi stanicemi Libuš a Náměstí Republiky, kde korelační koeficient dosáhl hodnoty $r = 0,84$.

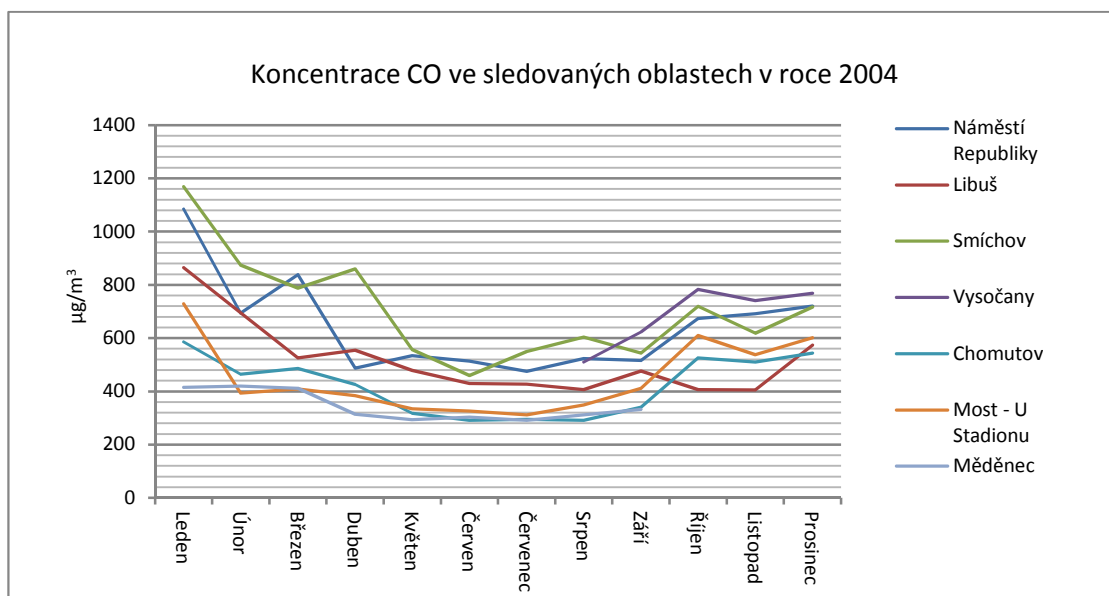


Graf č. 14 - Koncentrace CO ve sledovaných oblastech v roce 2000.

Oproti roku 2000 lze zejména u pražských stanic sledovat mírný pokles dosahovaných koncentrací CO. Ve všech případech dosáhly koncentrace svých maximálních hodnot na počátku roku v měsíci lednu, nejvíce pak na smíchovské stanici, kde se průměrná měsíční hodnota vyšplhala na 1186 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Graf č. 15). Maximální hodnota průměrné denní

koncentrace byla naměřena rovněž na Smíchově a to $2627 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 25. 1. 2004. Nejnižší hodnoty pocházejí z Měděnce.

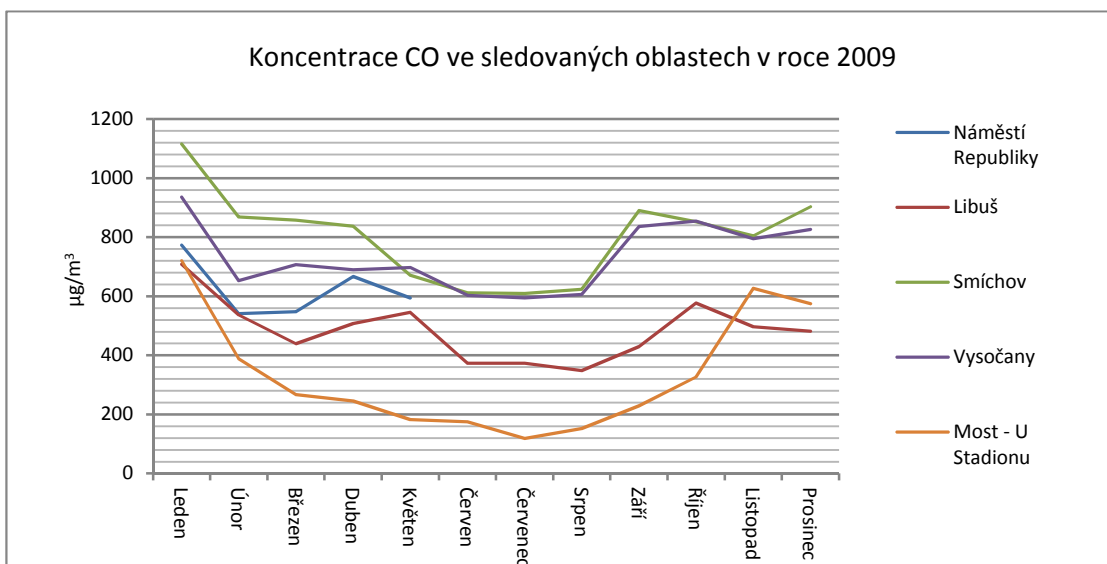
Maximálních hodnot dosáhly všechny stanice v zimním období – v listopadu, v prosinci a v lednu.



Graf č. 15 - Koncentrace CO ve sledovaných oblastech v roce 2004.

V posledním roce sledovaného období přestaly koncentrace oxidu uhelnatého měřit stanice Měděnec a Chomutov (graf č. 16). Ze zbývajících stanic se na maximální hodnoty dostal opět Smíchov, nejvyšší průměrná měsíční koncentrace (měsíc leden) dosahovala $1116 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nejvyšší hodnoty byly naměřeny na všech stanicích v měsíci lednu, nejnižší v letních měsících.

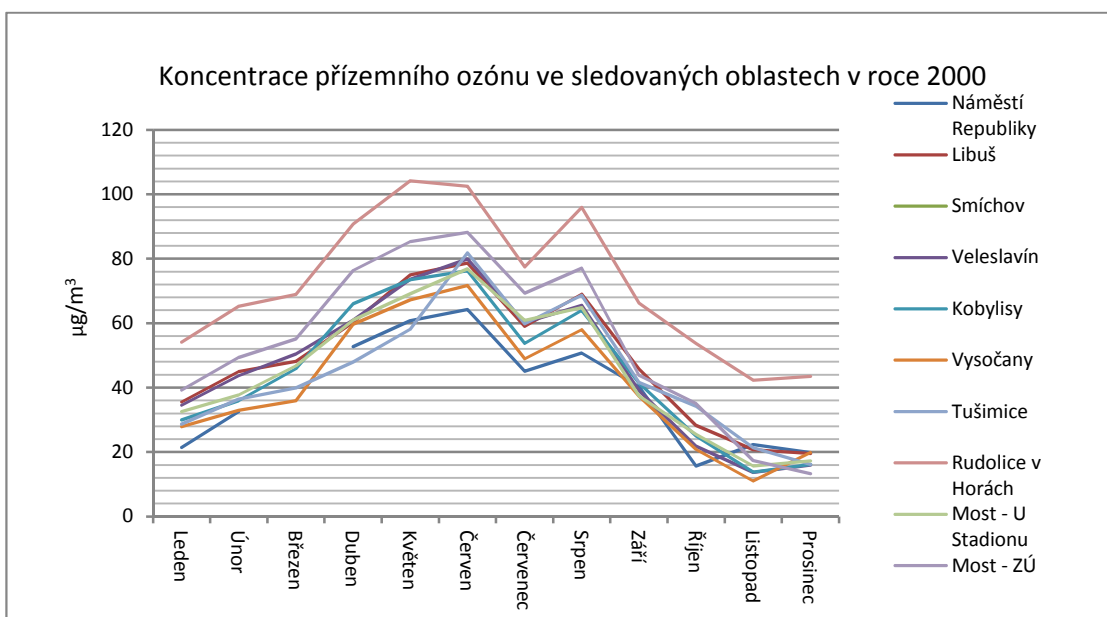
Korelační koeficienty ukazují, že vývoj mezi pražskou Libuší a stanicí v Mostě je na hodnotě $r = 0,69$, což značí poměrně silnou lineární závislost. Na smíchovské stanici se hodnoty oproti předchozímu sledovanému období zvýšily, průběh vývoje koncentrací je však podobný. Naopak na stanici v Mostě – zdravotním ústavu došlo v prvním kvartálu roku 2009 ke stagnaci, letní hodnoty jsou však až o $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nižší než v roce 2004.



Graf č. 16 - Koncentrace CO ve sledovaných oblastech v roce 2009.

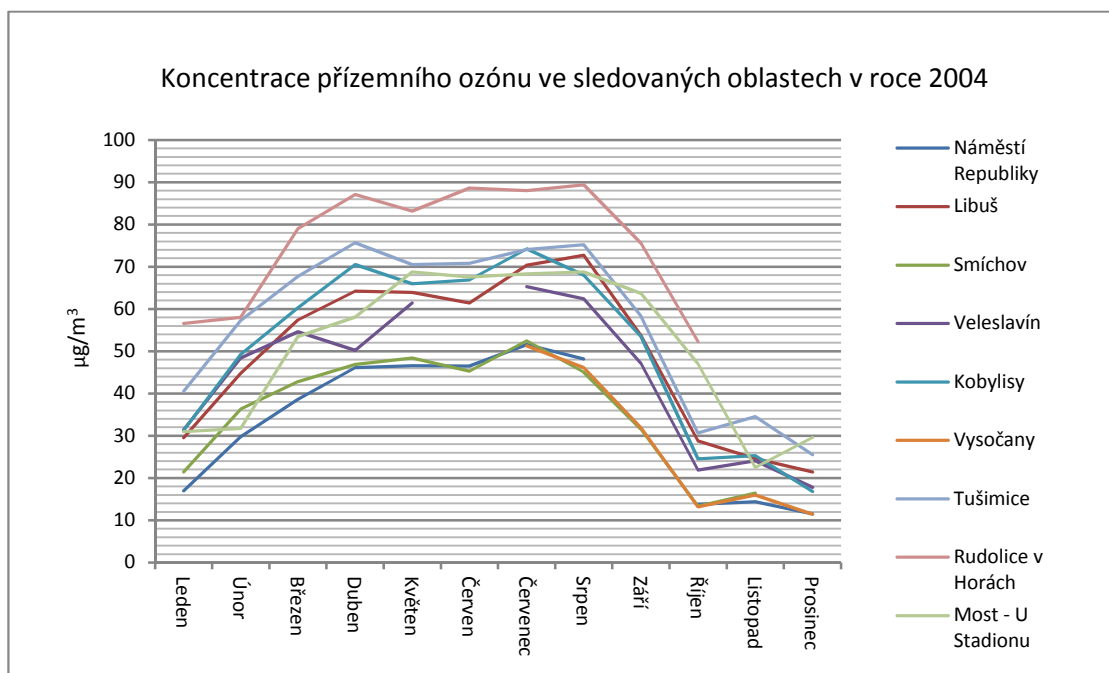
5.5 Přízemní (troposférický) ozón

Koncentrace ozónu byly v roce 2000 (graf č. 17) jednoznačně nejvyšší na stanici Rudolice v Horách. To dokazuje, že významný vliv na tvorbu přízemního ozónu má i nadmořská výška. Druhé nejvyšší hodnoty pocházejí ze stanice v Mostě – Zdravotním ústavu. Všechny ostatní stanice, na kterých je ozón sledován (výjimku tvoří Chomutov a Měděnec) se poté pohybovaly v rozmezí, které každý měsíc tvořilo rozdíl nejvyšších a nejnižších hodnot kolem 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Graf č. 17 - Koncentrace přízemního ozónu ve sledovaných oblastech v roce 2000.

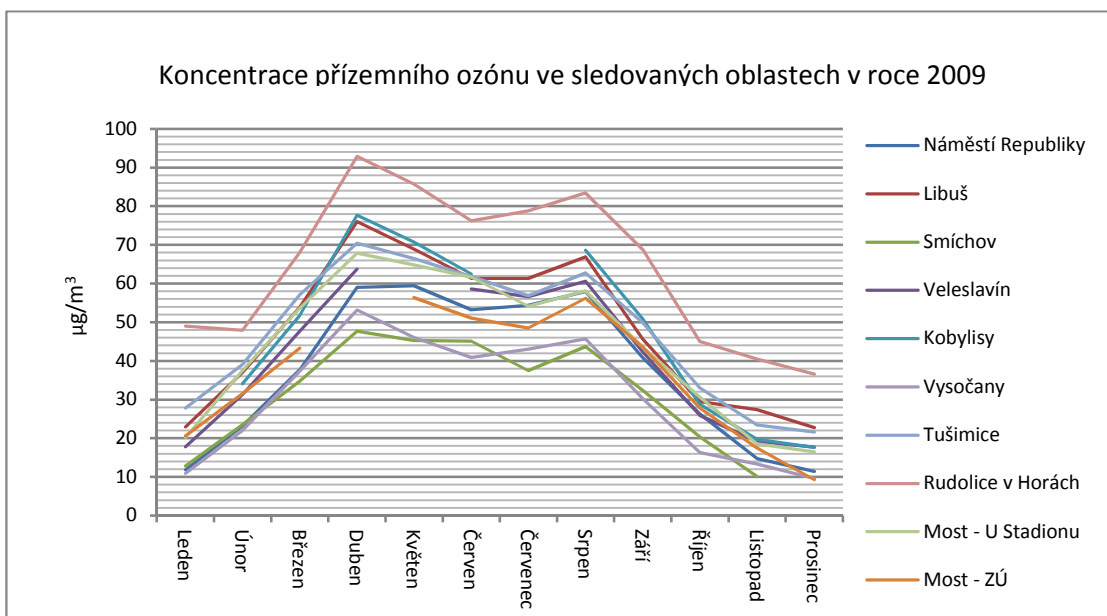
V roce 2004 nedošlo oproti prvnímu roku sledovaného období k žádnému výraznějšímu snížení. Výjimkou mohou být pražské stanice, kde velmi malý pokles koncentrací pozorovatelný je (graf č. 18). Nejnížší hodnoty byly naměřeny na stanicích Náměstí Republiky, Smíchov a Vysočany (stanice byla první polovinu roku z technických důvodů mimo provoz). Nejvyšší pak stejně jako v předchozím grafu na stanici Rudolice v Horách. Maximální hodnoty byly naměřeny na všech stanicích v období června až srpna, do dubna dochází k postupnému nárůstu koncentrací, významnější pokles nastává v září.



Graf č. 18 - Koncentrace přízemního ozónu ve sledovaných oblastech v roce 2004.

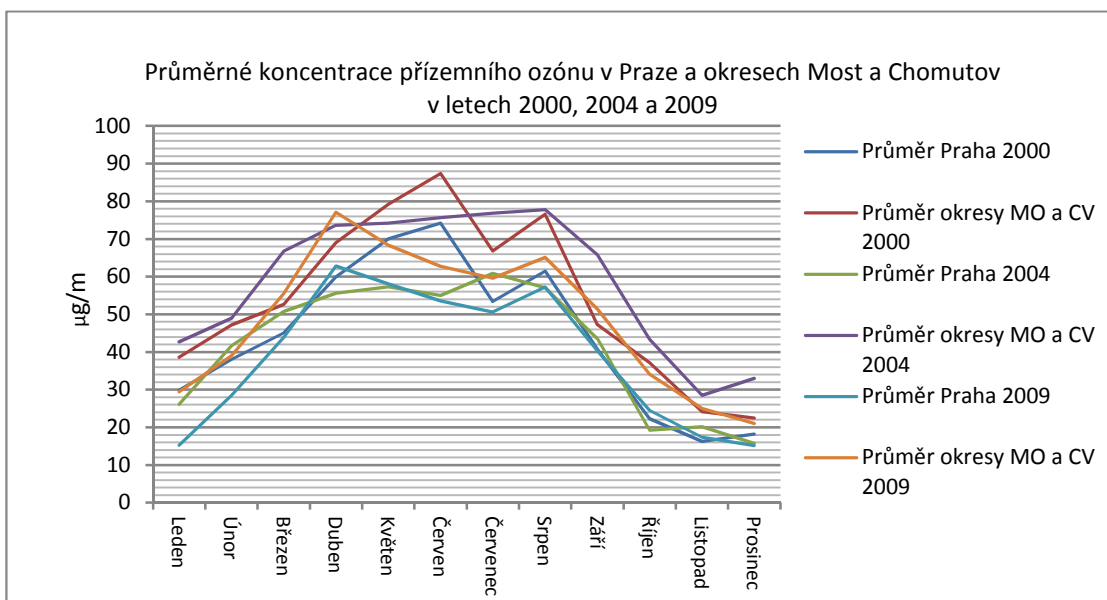
I v roce 2009 se maximální koncentrace objevily na stanici Rudolice v Horách. Maximálních hodnot dosáhly v měsíci dubnu (graf č. 19). Nejnížší hodnoty jsou stejně jako v předchozím graficky vyobrazeném období z Prahy – Vysočan a Smíchova.

V roce 2004 se koncentrace NO_2 na stanici Rudolice v Horách pohybovaly v srpnu pod hranicí $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, koncentrace přízemního ozónu měly průměrnou měsíční hodnotu $89,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Korelační koeficient je v tomto případě $r = -0,73$. Nejvyšší koncentrace přízemního ozónu byly naměřeny na stanici s nejvyšší nadmořskou výškou v Rudolicích v Horách.



Graf č.19 - Koncentrace přízemního ozónu ve sledovaných oblastech v roce 2009.

Ve srovnání let 2000, 2004 a 2009 nelze pozorovat žádný výraznější vývoj průměrných měsíčních koncentrací v obou oblastech (graf č. 20). Průměry bývalých okresů Most a Chomutova však dosahují vyšších zastoupení přízemního ozónu v ovzduší než sledovaná oblast Prahy.



Graf č. 20 - Koncentrace přízemního ozónu ve sledovaných oblastech v letech 2009.

6. DISKUZE

6.1 Pevné částice

Braniš (2008) uvádí, že koncentrace prašných částic – epidemiologicky nejdůležitějšího polutantu - zaznamenaly na přelomu 20. a 21. století pomalý nárůst. S tímto názorem korespondují i hodnoty o znečištění ovzduší PM_{10} ze sledovaného období ze stanic v okresech Most a Chomutov. Hodnoty z měřících stanic v Praze však vykazují na konci období pokles oproti hodnotám v roce 2000. Braniš se také domnívá, že došlo k poklesu produkce PM_{10} z malých a středních lokálních zdrojů, avšak tuto produkci nahradila a dokonce předčila automobilová doprava. V okresech Most a Chomutov došlo na přelomu tisíciletí k plynofikaci mnoha obcí, což by se ve výsledcích mělo odrazit jako jasný pokles koncentrací prachu. Pomalý nárůst v této oblasti lze tedy přisuzovat Branišem zmíněnému nárůstu dopravy. Další variantou však může být, že část provozovatelů plynofikovaných zdrojů si ponechala i starý uhelný kotel jako případnou zálohu pro případ progresivního vývoje cen zemního plynu a z ekonomických důvodů začla tyto tzv. studené zálohy provozovat.

Váňa et.al. (2008) uvádějí, že pevné částice zaznamenaly nejzávažnější nárůst emisí v období 1980-2004. Pozdější pokles (devadesátá léta) byl způsoben jednak přechodem na zemní plyn u lokálních zdrojů vytápění, které předtím byly provozovány na uhlí nebo jiná tuhá paliva, ale také poklesem průmyslové výroby v letech 1991-1993. Zdánlivý nárůst emisí TZL v roce 2001 způsobilo doplnění emisní inventury o nespalovací emise z dopravy, které jsou závislé na intenzitě motorového tranzitu, proto pomalu narůstají, zatímco výrobní emise se v důsledku modernizace postupů snižují. Pohledem z hlediska emisí nelze Váňovy domněnky potvrdit, protože je nemožné na stanicích automatického emisního monitoringu rozlišovat původ emisí. Z vyhodnocených dat je však patrné, že koncentrace prachu na většině stanic v roce 2001 skutečně zaznamenaly nárůst. Příčinou však může být opět nárůst dopravy. Doplnění emisní inventury o nespalovací emise z dopravy (emise z otěru pneumatik, vozovky a brzd) nemá na koncentraci emisí vliv právě díky nemožnosti rozlišit původ polutantů.

Z vyhodnocených výsledků lze podpořit tvrzení, že stanice v severozápadních Čechách ovlivňuje navíc i povrchové dobývání hnědého uhlí, které je významným plošným zdrojem prachu (Paroha, 2011). Stanice Most – Zdravotní ústav, Most – U Stadionu, Chomutov a Tušimice dosahují hodnot stejně vysokých, jako stanice na území Prahy, ačkoli problematika přílišného dopravního zatížení zde není tolik rozvinuta jako v hlavním městě. Obdobně jako v Ústeckém kraji je specifikem povrchová těžba hnědého uhlí, je pro

Moravskoslezský kraj specifický těžký strojírenský průmysl (zejména železářny Arcelor Mittal a Třinecké železářny), což je důvodem častého překročení denního imisního limitu $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i několikrát do měsíce, při inverzním stavu počasí byly naměřeny i hodnoty kolem $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Macoun, 2010).

Výrazný skok z dubna 2009 mohl způsobit dálkový přenos prachu ze Sahary, které v tu dobu přinášelo teplé jižní proudění. Zároveň bylo v první polovině měsíce možné pozorovat zajímavé úkazy zbarvených západů slunce, které byly způsobeny prachem z aljašské sopky Mt. Redoubt. I toto by teoreticky mohlo být důvodem zvýšených koncentrací prachu v dubnu 2009. Celkové snížení v Praze si lze vysvětlit postupnou modernizací motorů v automobilech, které produkují méně emisí.

Hrdličková et.al. (2009) uvádějí, že vývoj koncentrací PM_{10} v Brně v období 1997 – 2005 na čtyřech vybraných městských stanicích má mírně rostoucí tendenci. Příčinou může být zvýšení počtu automobilů v Brně. V Praze můžeme pozorovat stagnaci. Brno je obdobně jako Praha velmi zatíženo silniční dopravou (co do počtu obyvatel druhé největší město ČR). Ke koncentracím výrazně přispívají i dálniční uzel v blízkosti města Brna. Kromě hustoty provozu ovlivňuje emise z dopravy také její plynulost (Vojtíšek, 2010). Při nižších řadících stupních dochází k vyšší spotřebě paliva tím i k vyšší produkci výfukových plynů. To může být také důvodem vysokých hodnot koncentrace prachu na stanicích na Smíchově a Náměstí Republiky. Obě stanice se nacházejí nedaleko dopravně komplikovaných míst s častými zácpami (Smíchov – křížení ulic Radlická, Kartouzská, Plzeňská a Vrchlického, Náměstí Republiky – Štefánikův most, Severojižní magistrála). K emisím ze spalovacího procesu v motorech je nutné také připočítat emise z otěru pneumatik, brzd a vozovky.

Machálek v roce 2008 a v emisní bilanci za období 2000-2006 uvedl, že na území ČR docházelo k velmi mírnému nárůstu až ke stagnaci hodnot koncentrací PM_{10} . Příčinou je dle Machálka zlepšování technologií zachytu prachových částic a lepší technologie související s obměnou vozového parku obyvatel ČR. Myšlenku Machálka lze vyhodnocením poskytnutých dat podpořit.

6.2 Oxid siřičitý

Dle každoročních emisních bilancí (ČHMÚ) je Ústecký kraj na první příčce z hlediska produkce emisí SO_2 a v některých letech sledovaného období dokonce tvoří polovinu celkových vyprodukovaných emisí v ČR. Stanice umístěné na území bývalých okresů Most a Chomutov vykazovaly po celé sledované období vyšší hodnoty, než stanice na území hlavního města.

Oxid siřičitý patří mezi hlavní znečišťující součásti ovzduší. V dnešní době se na celkové produkci oxidu siřičitého do ovzduší podílí až z 99 % zdroje antropogenní. Převážná většina přichází do ovzduší ze spalovacích procesů. Při spalování tuhých paliv asi 95 % přítomné síry přechází na oxid siřičitý. U kapalných paliv je to prakticky 100 %. Oxid siřičitý je ve spalinách částečně oxidován na oxid sírový, v kouřových plynech z elektráren dosahuje poměr SO_3/SO_2 1:40 až 1:80 (Popl, Fährnich, 1999). Blízkost čtyř tepelných elektráren (Tušimice, Pruněrov, Počerady, Ledvice) a jedné teplárny (Komořany u Mostu) je možnou příčinou vyšších hodnot naměřených koncentrací na stanicích v severozápadních Čechách. Příčinou nejvyšších hodnot u měřící stanice Most – Zdravotní ústav může být poloha stanice, jejíž záchytná čidla se nachází na budově Krajské hygienické stanice na Širokém vrchu na návětrné straně, odkud je na dohled teplárna Komořany. Mírné snížení koncentrací na ostatních měřících stanicích může být důsledkem modernizace vozového parku obyvatelstva, kdy novější automobily produkují nižší emise obecně.

Postupný nárůst naměřených hodnot oxidu siřičitého zejména na stanici Most - Zdravotní ústav během sledovaného období nekoresponduje se závěrem emisní bilance Machálka (2010), že zejména v druhé polovině období došlo ke snížení výroby elektrické energie v tepelných elektrárnách spalujících uhlí do jaderných elektráren. Machálek (2010) dále uvádí, že na emisní bilanci v letech 2000-2009 není patrný ekonomický útlum v důsledku hospodářské krize v letech 2008-2009. Hodnoty koncentrací oxidu siřičitého naměřené na všech zájmových stanicích nevykazují při srovnání roků 2008 a 2009 žádný významnější rozdíl.

Domnívám se, že hodnoty naměřené zejména na stanicích v Mostě a okolí může ovlivňovat i areál chemické výroby v Záluží, ve kterém je umístěno 6 tzv. havarijních pochodní. Kurfürst et.al. (2008) uvádějí, že havarijní pochodeň (fléra, fakle), ačkoliv není trvale provozována, musí být neustále v provozní pohotovosti zajištěné provozováním stabilizačních hořáku a trvalou pohotovostní dodávkou páry pro zajištění bezdýmového spalování. K jejímu využívání dochází při vzniku havarijní situace, kdy je potřeba neprodleně uvolnit tlak ve výrobním zařízení a dále při provozních operacích jako je odstavování zařízení do opravy a jeho opětovné uvádění do provozu. Přestože je velká část plynu na fléře spálena a rozložena na méně škodlivé látky, může zejména havarijní pochodeň v petrochemickém průmyslu ovlivnit imisní situaci zejména na straně hodnot oxidu siřičitého, případně těkavých organických látek, záleží na složení takzvaného odplynu, který je pochodní spalován. Odplyn z petrochemického průmyslu často obsahuje síru a uhlíkaté organické sloučeniny. Právě spalováním na havarijních pochodních přisuzují významný výkyv v naměřených hodnotách

na stanicích Most, Chomutov, Měděnec a Rudolice v dubnu 2009, kdy velká část areálu Unipetrol a České rafinérské procházela odstávkou v důsledku pravidelné údržby a mimo jiné odstavení Clausových jednotek vedlo k častému spalování odplynu na havarijních pochodních. Závod Unipetrol prováděl v dubnu roku 2009 častěji spalování na polních hořácích (flérování). Pro tento jev je ale charakteristický spíše nárůst koncentrací sulfanu (H_2S), ale dle vyjádření Unipetrol a.s. není vyloučena ani zvýšená koncentrace jiných sirných plynů. Každé spalování na polním hořáku hlásí společnost Magistrátu města Mostu – Odboru životního prostředí a mimořádných situací a Ekologickému centru Most, které i několik let zpětně každé flérování eviduje.

Mírně klesající trend koncentrací v druhé polovině sledovaného období může být důsledkem přijetí Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2001/80/ES o omezení emisí některých znečišťujících látek do ovzduší z velkých spalovacích zařízení. Provozovatelům zvláště velkých spalovacích zdrojů bylo prostřednictvím integrovaných povolení (k zákonu č. 76/2002 Sb) nařízeno dodržování emisních stropů, což vedlo ke snížení produkce emisí oxidu siřičitého z těchto zdrojů.

6.3 Oxid dusičitý

Warneck (1988) a Colbeck a Mackenzie (1994) uvádí, že oxid dusičitý je prekurzorem troposférického ozónu. Toto tvrzení podporují například výsledky za rok 2004, kdy se koncentrace NO_2 na stanici Rudolice v Horách pohybovaly v srpnu pod hranicí $10 \mu g/m^3$, přitom koncentrace přízemního ozónu měly průměrnou měsíční hodnotu $89,4 \mu g/m^3$. Dle Barka (1998) však kromě přímých emisních zdrojů oxid dusičitý také vzniká sekundárně velkou rychlostí působením atmosférických oxidantů (např. ozónu) na oxid dusnatý, vznikající při spalování paliv a to ve velmi značném množství. Průběh není tedy pouze jednosměrný ($NO_2 \rightarrow O_3$), ale může probíhat i zpětně ($O_3 \rightarrow NO_2$).

Jak uvádějí Kurfürst et.al. (2008) je jedním z hlavních zdrojů oxidu dusičitého automobilová doprava. Koncentrace bývají nejvyšší v době dopravních špiček v oblasti se zvýšenou hustotou provozu motorových vozidel. Toto koresponduje s poznatkem, že nejvyšší hodnoty jsou naměřené právě na stanicích v blízkosti dopravních tepen (Smíchov, Náměstí Republiky, Chomutov). Naopak měřící stanice stran dopravy (např. Rudolice v Horách, Měděnec nebo Most – Zdravotní ústav) vykazují hodnoty daleko nižší.

Mezi rokem 2000 a 2005 došlo k nárůstu počtu automobilů v České republice. Na konci roku 2000 bylo v ČR přibližně 5 141 000, na konci roku 2005 pak 5 420 000, což je nárůst o 280 tisíc automobilů (ČKP, 2011). V roce 2005 bylo v Praze zdraženo jízdné Pražské

integrované dopravy, což může teoreticky mít vliv i na zvýšení počtu lidí cestujících do zaměstnání autem. Vyšší hodnoty na jaře a na podzim opět přisuzují inverznímu stavu počasí.

Dle Braniše (2008) lze pozorovat ve velkých evropských městech (např. Varšava a Moskva) nárůst koncentrací oxidu dusičitého. Koncentrace naměřené stanicemi ČHMÚ tento poznatek nedoplňují. V obou sledovaných oblastech – jak v Praze, tak v bývalých okresech Most a Chomutov – byl vývoj spíše stagnující, na stanicích v severozápadních Čechách lze hovořit o mírně klesajícím trendu.

Výsledky vyhodnocených dat doplňují také zjištění Machálka (2010), který ve své emisní bilanci období 2000-2009 uvádí, že emise oxidů dusíku se díky modernizaci jejich zdrojů udržují meziročně na přibližně stejných hodnotách, rozbor imisní situace v zájmových oblastech práce za sledované období z hlediska koncentrací NO₂ vykazuje rovněž stagnaci.

Podle Kurfürsta (2008) postupnou obměnou starších motorových vozidel za nové může dojít ke snížení emisí oxidu dusičitého. Celkový pokles však vyrovná nárůst počtu automobilů, což koresponduje s Machálovým tvrzením (2008, 2010) i s výsledky vyhodnocených dat. Vyhodnocení také potvrzuje, že ve větších městech s hustším provozem jsou hodnoty vyšší než v sídlech méně zatížených dopravou, což je domněnka, kterou vyjádřili Lebret et.al. (2000).

Mírný pokles v průběhu sledovaného období může být dán modernějšími automobily, které mají nižší produkci emisí. V návaznosti na toto může mít vliv i zavedení přísnější normy EURO 4, která vstoupila v platnost 1.1. 2006 pro automobily se zážehovými motory, kategorie pod 2,5 tuny M1 kategorie a vznětovými motory nad 3,5 tuny M1 kategorie. Pro automobily se zážehovými motory nad 2,5 tuny vstoupila norma v platnost přesně o rok později.

6.4 Oxid uhelnatý

Dle Georgoulise et.al. (2002) dosahovaly roční průměrné koncentrace oxidu uhelnatého v roce 2001 v Praze hodnot kolem 1000 µg/m³. Tomuto odpovídá například stanice na Náměstí republiky, kde v tomto roce klesla měsíční průměrná koncentrace oxidu uhelnatého pod hranici 1000 µg/m³ pouze v měsících květen, červen, červenec a září.

Hlavním zdrojem oxidu uhelnatého jsou doprava a lokální topeniště. Mírný pokles mezi zmíněnými sledovanými obdobími lze přisuzovat jednak postupné obměně vozového parku obyvatel ČR (Machálek, 2008), v horských oblastech je významným zdrojem topení v domácnostech uhlím. Během sledovaného období byly některé obce připojeny na rozvody plynu, nicméně dle tvrzení Machálka (2008) se kvůli progresivnímu vývoji cen zemního

plynu řada majitelů nemovitostí v Krušných horách vrací k vytápění tuhými palivy (zejména dřevo a uhlí).

Lze souhlasit i s dalším názorem Machálka (2008), že koncentrace oxidu uhelnatého zaznamenaná v budoucích letech stagnující až mírně klesající trend, protože i přes strmý nárůst počtu automobilů, dochází k postupné obnově vozového parku v ČR, v novějších modelech aut jsou pak zavedena dokonalejší zařízení pro čištění výfukových plynů (zejména katalyzátory). Tomuto také odpovídají výsledky z let 2007-2009, kdy docházelo ke stagnujícímu až mírně klesajícímu vývoji koncentrací. Machálek toto potvrdil v roce 2010, kdy zahrnul do emisní bilance i další roky.

Z výsledků je možné potvrdit Branišův poznatek (2008), že koncentrace CO v ovzduší mají klesající trend. Pokles koncentrací byl zaznamenán zejména kolem roku 2006. Velkou mírou na tomto poklesu mělo povinné zavedení katalyzátorů v benzínových motorech.

Skeřil (2008) uvádí, že koncentrace oxidu uhelnatého v ovzduší v oblasti hlavního města zaznamenaly mírně klesající trend. Stejný vývoj lze pozorovat i z dostupných dat ČHMÚ. Hodnoty v roce 2004 dosahovaly na jaře hodnot kolem $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ve stejném období o rok později byly naměřeny hodnoty někdy i o $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nižší.

Koncentrace oxidu uhelnatého byly na stanici Most – Zdravotní ústav v roce 2004 v letních měsících zhruba o $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vyšší, než v létě 2009. Jelikož lze v létě vyloučit vliv domácích topenišť, může být důvodem zjištění Parohy (2011), že od roku 2005 docházelo k obměně vozového parku Dopravního podniku měst Mostu a Litvínova a od roku 2009 jsou všechny autobusy poháněny palivem LPG.

6.5 Přízemní (troposférický) ozón

Ozón je jedním z nejsilnějších oxidačních činidel. V troposféře se tvoří nepřímo s účinkem slunečního záření na oxidy dusíku v přítomnosti těkavých organických látek. Zejména v letních slunných dnech a v dopravní špičce mluvíme o vzniku tzv. fotochemického (losangeleského) smogu (Janoušková, Hůnová, 2004). Souvislost se synoptickou situací (tedy vznikem při slunných dnech) lze pozorovat i z vyhodnocených dat naměřených koncentrací v zájmových oblastech. Koncentrace přízemního ozónu jsou nejvyšší v letních měsících.

Z výsledků lze souhlasit s tvrzením Priwitzera z roku 2004, že v předindustriální době se koncentrace přízemního ozónu pohybovaly v rozsahu $20 - 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dnes jsou dvakrát až třikrát vyšší a trend nárůstu pokračuje. Například průměrné měsíční hodnoty naměřené v květnu 2000 na stanici Rudolice v Horách dosahovaly hodnoty $105 \mu\text{g}/\text{m}^3$, což lze za trojnásobek považovat, nicméně hodnoty v letech následujících

(např. srpen 2004 = 90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) nevykazují nárůst koncentrací ozónu oproti roku 2000. Od roku 2004 však dochází k velmi pomalému nárůstu (např. 93 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ v dubnu 2009).

Lze souhlasit i s názorem Šece (2010), že v důsledku porovnávání měření historických s dnešním stavem znečištění ovzduší přízemním ozónem bylo zjištěno, že dnešní koncentrace přízemního ozónu se oproti přelomu 19. a 20. století zdvojnásobila. Podle místa měření se koncentrace přízemního ozónu v ovzduší pohybovaly v rozmezí 8 – 30 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ oproti současným 70 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Hodnoty z většiny sledovaných stanic skutečně v celém období vykazovala svá maxima kolem hodnoty 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a hodnoty neklesaly v téměř žádném roce pod hranici 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Dle Ashmorea (2003) je přízemní ozón v evropském měřítku v současné době považován za nejvýznamnější plynnou škodlivinu ovlivňující zdravotní stav lesů. Vysoké hodnoty ozónu naměřené v horských oblastech nejsou pozitivním přínosem pro lesy, které ve vyšších nadmořských výškách tvoří hranice ČR se sousedními státy. Z naměřených výsledků se dá potvrdit i názor, že koncentrace ozónu jsou závislé i na nadmořské výšce (Finlayson-Pitts, Pitts, 2000), protože nejvyšší hodnoty jsou naměřeny na stanici Rudolice v Horách, umístěné přibližně ve výšce 900 m n.m..

Při zkoumání denního cyklu ozónu lze souhlasit s tvrzením Warnecka (1988) a později i Colbecka et Mackenzieho 1994, že ozón nemá vlastní zdroj a je sekundárně vznikajícím polutantem. Zatímco večer, v noci a před východem slunce jsou hodnoty ozónu velmi nízké, přes den (v době slunečního svitu) naopak jeho koncentrace roste a jeho prekurzorů VOC a oxidů dusíku ubývá. Příkladem mohou být již zmíněné hodnoty NO_2 a O_3 ze srpna 2004 a jejich negativní korelace. U ozónu si můžeme všimnout odlišnosti ve vývoji koncentrací v průběhu roku oproti jiným polutantům. Zatímco koncentrace ostatních znečišťujících látek kulminují v období konce podzimu, zimy a začátkem jara, kdy převládá inverzní počasí a může docházet k tvorbě tzv. „pokličky“, ozón v tuto dobu je zastoupen v ovzduší prakticky minimálně. V níže položených oblastech se sníženým dopadem UV záření chybí tento důležitý činitel pro transformaci prekurzorů na ozón. Naopak v letních měsících dosahuje svých maxim právě ozón, protože v tomto období je počet slunných hodin v roce nejvyšší. Co se cyklu denního týče, dosahuje ozón zpravidla nejvyšších koncentrací v době kolem 14. – 15. hodiny, kdy má slunce nejvyšší intenzitu a teploty jsou na svém denním maximu. Vznik přízemního ozónu je tedy závislý na stavu počasí. Jelikož je oxid dusičitý jedním z prekurzorů ozónu, měla by mezi koncentrací oxidu dusičitého a ozónu být nepřímá úměra (negativní korelace).

Závodský a Závodská (1992) předpokládali, že vlivem rostoucích emisí prekurzorů ozónu (kromě NO_2 a VOC i CO a CH_4) bude docházet k vyšší tvorbě koncentrací přízemního ozónu. Modelové studie předpokládají do budoucnosti trend růstu O_3 asi o + 0,5 % (při zachování současného trendu). Naopak v místech, kde bude docházet k intenzivnímu růstu emisí (asijská města) to bude až o 1 % za rok. Skleníkový efekt může způsobit zpomalení růstu přízemního ozónu vlivem nárůstu vodní páry v atmosféře (vlhkost vzduchu nekoreluje s ozónem), kdy za větší vlhkosti vzduchu se spotřebuje více přízemního ozónu na produkci $\cdot\text{OH}$ radikálu. Dle vyhodnocených údajů za období 2000-2009 s tímto názorem nelze zcela souhlasit. U všech sledovaných oblastí lze pozorovat stagnaci, případně mírný pokles.

7. ZÁVĚR

Rozbor imisní situace v letech 2000 až 2009 ve sledovaných oblastech přinesl na většinu otázek stanovených v úvodu práce uspokojivou odpověď. Můžeme říci, že zákonné normy přijaté po roce 1989 byly příčinou zlepšení v oblasti kvality venkovního ovzduší. Zavedení těchto norem v oblasti ochrany ovzduší mělo zásadní dopad na stav ovzduší v následujících letech. Ačkoliv pokles naměřených koncentrací v letech 1991 až 1993 můžeme prisuzovat poklesu výroby v průmyslu, postupně je možné v dalších letech pozorovat zlepšení. V období po roce 2000 mělo velký vliv přijetí právních norem Evropského společenství jak v odvětví průmyslu (Integrovaná prevence), tak v oblasti automobilové dopravy (normy EURO). Zvýšení poplatků za znečišťování ovzduší oproti legislativě platné před rokem 1989 donutilo průmyslové podniky instalovat zařízení pro sekundární záchyt znečišťujících látek, čímž se podnikům snížily zmíněné poplatky.

Vliv automobilové dopravy, povrchových dolů a velkých spalovacích zdrojů v podobě tepelných elektráren se na základě výsledků práce zdá být nesporný. Investice podniků do sekundárního záchytu znečišťujících látek „dohnal“ v oblasti imisní situace nárůst automobilové dopravy. Počet automobilů roste a úměrně s ním i produkce emisí. Nejvyšší hodnoty znečištění ovzduší (zejména pak prachem, oxidem dusičitým a oxidem uhelnatým) vykazují stanice tranzitní, tedy v blízkosti míst se silným zatížením automobilovým provozem. Vysoké hodnoty však vykazují i stanice stran dopravních tepen, ale v blízkosti povrchových dolů. Toto dokládá i nesporný vliv lomů na kvalitu venkovního ovzduší. Nejvyšší hodnoty oxidu siřičitého byly naměřeny na stanicích v severozápadních Čechách, kde je umístěno několik tepelných elektráren. I přes investice do odsíření těchto zdrojů lze konstatovat, že jsou i nadále významným zdrojem produkce SO₂. Koncentrace oxidů síry však za posledních dvacet let poklesly natolik, že se již téměř nesetkáváme s tzv. kyselými dešti.

Nelze jednoznačně určit, která zájmová oblast disponuje lepší kvalitou venkovního ovzduší. Je však patrné, že obě jsou stále problémovými lokalitami. Z historických pramenů lze odvodit, že ovzduší v Ústeckém kraji doznalo v posledních letech celkem výrazného zlepšení (zejména z pohledu koncentrací oxidu siřičitého).

Co se vývoje koncentrací znečišťujících látek týče, vykazoval každý polutant různé trendy ve vývoji míry znečištění ovzduší. Jiný vývoj bylo v některých případech možné pozorovat v oblasti bývalých okresů Most a Chomutov, jiný v oblasti Prahy. Koncentrace oxidu dusičitého v oblasti hlavního města Prahy za sledované období spíše mírně klesaly, zatímco v severozápadních Čechách je patrná stagnace koncentrací v ovzduší. Zbývající

polutanty – tedy oxid siřičitý, oxid uhelnatý a přízemní ozón vykazují v obou oblastech shodně mírný pokles.

8. SEZNAM LITERATURY

1. Amdur M. O. 1953. Effects of inhalation of sulfur dioxide by man. *Lancet*. 12 (2). 758-759.
2. Anghern-Bettinazzi C., Thoni L., Herz J. 1989. An attempt to valuate some factors affecting the heavy metal accumulation in a forest stand. *Internatinal Journal of Environmental and Analytical Chemistry*. 35 (3), 69 – 79.
3. Ashmore M. 2003. Air pollution impacts on vegetation in Europe - a global assessment. London. Imperial College Press. 188 p.
4. ATSDR. 1999. Toxicological profile for lead (update). U.S. Department of Health and Human Services. Atlanta. 345 p.
5. Austin J., Brimblecombe, P., Sturges, W.. 2002. Air polution science for the 21st century. Worldpress. Philadelphia. 215 p.
6. Baird C. 2003. Environmental chemistry. W.H. Freeman and company. New York. 560 p.
7. Barek J. et. al. 1998. Znečištění životného prostředí automobilovými emisemi. *Chemické listy*. 92. str. 794-798.
8. Bednář J., Brechler J., Halenka T., Kopáček J. 1998. Modelování fotochemického smogu. *Ochrana ovzduší*. 10 (5). s. 5 – 10.
9. Birner Z., Páv, A. 1981. Krušné hory. Praha. Olympia. 248 s.
10. Braniš M. 2008. Air quality of Prague: traffic as a main polution source. *Environmental monitoring and assesment*. 156. s. 377-390.
11. Churg A. et.al. 1990. Mineralogic Parameters related to amosite asbestos-induced fibrosis in humans. *American Journal of Respiration*. 7 (4). p. 1331 – 1336.
12. Colbeck I., Mackenzie A. R. 1994. Air Pollution by Photochemical Oxidants. Elsevier Academic Press. p. 244.
13. Čapek L., Wichterlová B. 2003. Selektivní katalytická redukce NO_x uhlovodíky v oxidační atmosféře na zeolitových katalyzátorech. *Chemické listy*. 97. s. 1007-1015.
14. Sbírka zákonů České republiky. 2002. Zákon č. 86/2002 Sb. o ochraně ovzduší. Praha.

15. ČHMÚ. 2009. Produkce TZL v roce 2009. ČHMÚ [online]. Květen 2009. cit.29.9.2011. Dostupné z <http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/oez/embil/08embil/08r14.html>,
16. Davidson E., A., Schimmel, J.,P. 2004. Microbial processes of production and consumption of nitric oxide, nitrous oxide and methane, in Matson, P., A., Harris, R., Biogenic trace gases: Measuring emissions from soil and watec, University press Cambrdge, 1st ed., 394 p.
17. Demek J. et.al. 1987. Zeměpisný lexikon ČSR – Hory a nížiny. Academia. Praha. 584 s.
18. Eisler J., Rousová O. 2006. Minimalizace fugitivních emisí VOC v českých podnicích. Ochrana ovzduší. 2006 (1), s. 15-18.
19. Federální výbor pro životní prostředí ČSFR, Zákon FS č. 309/1991 Sb., o ochraně ovzduší. Praha.
20. Fiala J., Závodský D. 2003. Kompendium ochrany kvality ovzduší, část 2: Chemické aspekty znečištěného ovzduší – troposférický ozón. Příloha časopisu Ochrana ovzduší. (2004) 4, Praha.
21. Finlayson-Pitts B. J., Pitts J. N. Jr. 2000. Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere. Academic Press. San Diego. p. 969.
22. Folinsbee L. J., Horstman D. H., Kehrl H. R., Gerrity T. 1990. Pulmonary function and airway responsiveness after repeated prolonged exposure to 0.12 ppm ozone. American Revue of Respiration. 13(5). 141-146.
23. Freystein K. 2008. Algal biofilms on tree bark to monitor airborne pollutants. Biologia. 2008 (63). 866–872.
24. Gardner M., Dorling S. 2001. Derived trend in daily maximum surface ozone concentrations. Journal of the air and waste management association. 51 (8). 1202 – 1210.
25. Georgoulis, L.,B. et.al. 2002. Carbon monoxide exposure in five European cities and its determinants. Atmospheric environment. 15 (36). 963 - 974.
26. Gloser J., Prášil I. 1998. Fyziologie stresu. In: Procházka, S., Macháčková, I., Krekule, J., Šebánek, J. et.al. Fyziologie rostlin. Academia. Praha. 412-431.
27. Greenwood N., Earnshaw A. 1993. Chemie prvků. Informatorium. Praha. p. 325.

28. Günthardt-Goerg M. S., McQuattie C. J., Maurer S., Frey B. 2000. Visible and microscopic injury in leaves of five deciduous tree species related to current critical ozone levels. *Environmental Pollution*. 23 (109). 489-500.
29. Haberer K., Jäger L., Renneberg H. 2006. Seasonal patterns of ascorbate in the needles of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) trees: correlation analyses with atmospheric O₃ and NO₂ gas mixing ratio and meteorological parameters. *Environmental Pollution*. 139. 224-231.
30. Hens L. 1996. *Environmental Factors and Oncology and Cardiology*. Prague Institute of Advanced Studies. Charles University. Prague. p. 127.
31. He Q. B., Singh B. R. 1994. Crop uptake of cadmium from phosphorus fertilizers – yield and cadmium content. *Water, Air and Soil Pollution*. 15 (74). 251 – 265.
32. Hill, G. R., Thomas, M. D. 1933. Influence of leaf destruction by sulphur dioxide and by clipping on yield of alfalfa. *Plant Physiology*. 1933 (8). 223-245.
33. Hodgson E. 2004. *Textbook of modern toxicology*. John Willey and Sons, Inc. New Jersey. 3. edition. p. 557.
34. Holgate S. 2008. *Exposure, Uptake, distribution and toxicity of nanomaterials*. Royal Commission on Environmental Pollution. London. p. 132.
35. Horbaj P. 1996. Niektoré poznatky o spôsobe merania NO_x a meracích technike. *Ochrana ovzduší*. 1996 (8). 22-24.
36. Horbaj P. 1997. Vznik oxidov dusíka a ich vplyv na rozpad ozónovej vrstvy. *Chemické listy*. 14 (91). 833-839.
37. Horstman D. 1986. Airway sensitivity of asthmatics to sulfur dioxide. *Toxicology Ind. Health*. 72. 289-298.
38. Hrdličková Z., et. al. 2009. Analysis of PM₁₀ air pollution in Brno based on generalized linear model with strongly rank-deficient design matrix. *Environmetrics*. 20. 676 - 698.
39. Jaeger – Voirol A., Pelt I. 2000. PM₁₀ emission inventory in Ile de France for transport and industrial sources: PM₁₀ re-suspension, a key factor for air quality. Institut Français du Pétrole. Paris. p. 79.
40. Janoušková S., Hůnová I. 2004. Úvod do problematiky znečištění venkovního ovzduší. Nakladatelství Karolinum. Praha. 141 s.

41. Järup L. et.al. 1998. Health effects of cadmium exposure. *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health*. 27 (3). 161 – 214.
42. Kazmarová et. al. 2008. Hodnocení zdravotních rizik ze znečištění ovzduší v roce 2006. *Ochrana ovzduší*. 1. 30.
43. Kerfourn C., Garrec J. P. 1992. Modifications in the alkane composition of cuticular waxes from spruce needles (*Picea abies*) and ivy leaves (*Hedera Helix*) exposed to ozone fumigation and acid fog: comparison with needles from declining spruce trees. *Canadian Journal of Botany*. 12 (70). 861-869.
44. Kittelson D.B. 2006. Onroad and Laboratory Evaluation of Combustion Aerosols, Part 1: Summary of Diesel Engine Results. *Journal of Aerosol Science*. 22 (37). 913-930.
45. Krapfenbauer A., Holtermann C. 1993. Ozon in der Troposphäre – trotz Reduktion von Vorläufersubstanzen unvermindert oder weiter steigend. Infopresse. Wien. 26 p.
46. Kummerová M., Kmentová E. 2004. Photoinduced toxicity of fluoranthene on germination and early development of plant seedling. *Chemosphere*. 56 (4). 387-393.
47. Kurfürst J. et.al. 2008. Kompendium ochrany ovzduší. *Ekomonitor*. Chrudim. 408 s.
48. Libíček A. 1983. *Geografie Prahy*. Olympia. Praha. 132 s.
49. Macoun J. 2010. Vyhodnocení imisní situace v MS kraji. *Sborník konference Ochrana ovzduší ve státní správě*. Beroun. 111-116.
50. Machálek P. 2010. Emisní bilance ČR 2000-2009. *Ochrana ovzduší*. 2010 (1). 25-30.
51. Machálek P. 2008. Emisní bilance ČR 2000 – 2006. *Ochrana ovzduší*. 2008 (2). 3- 6.
52. Manahan S.E. 2005. *Fundamentals of environmental chemistry*. CRC Press, London, 312 p.
53. Mandal B., Suzuki T. 2002. Arsenic round the world. *Talanta*, 58 (2). 201-235.
54. McDonnell W.F. et.al. 1985. Reproducibility of individual responses to ozone exposure. *American review of respiratory diseases*. 131. 36-40.
55. Mikkelsen T. N., Ro-Poulsen H. 1994. Exposure of Norway spruce to ozone increases the sensitivity of current year needles to photoinhibition and desiccation. *New Phytologist*. 128. 153-163.

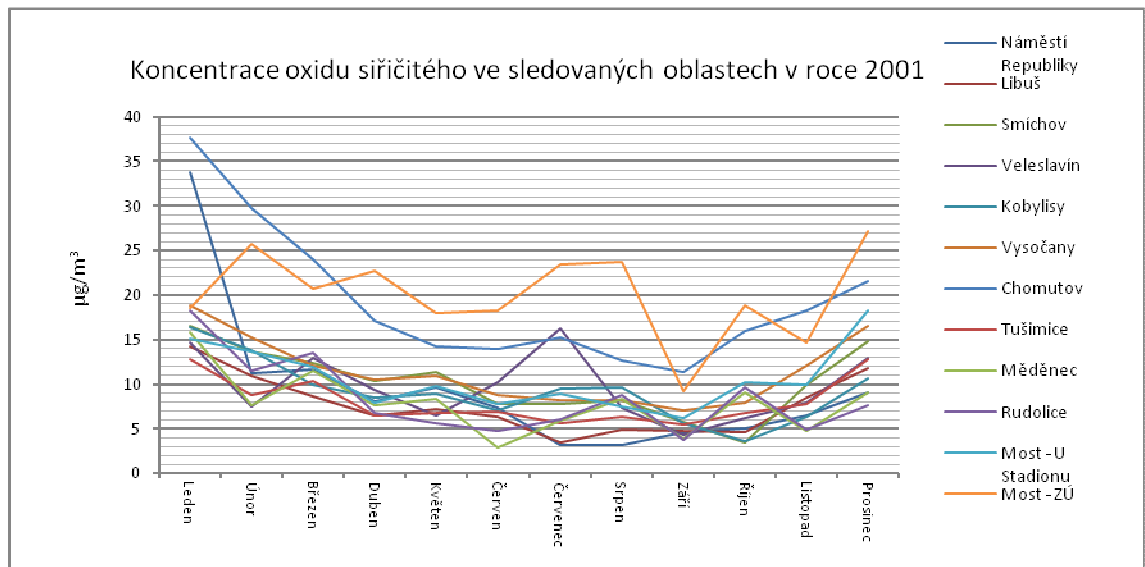
56. Ministerstvo životního prostředí ČSFR. 1991. Zákon ČNR č. 389/1991 Sb., o státní správě ochrany ovzduší a poplatcích za jeho znečišťování. Praha.
57. Monks P. S. 2000. A review of the observations and origins of the spring ozone maximum. *Atmospheric Environment*. 34. 3545-3561.
58. Nadel J. A., Salem, H., Tamplin, B., Tokiva, Y. 1965. Mechanism of bronchoconstriction during inhalation of sulfur dioxide. *Journal of Applied Physiology*. 20. 164-167.
59. Národní shromáždění ČSSR. 1967. Zákon č. 35/1967 Sb., o opatřeních proti znečišťování ovzduší.
60. Nawrot T.S. et.al. 1992. An epidemiological re-appraisal of the association between blood pressure and blood lead: a meta-analysis. *Journal of Human Hypertension*. 16. 123–131.
61. Nohavica D. 2009. Respirační a kardiovaskulární problémy související s mikročásticemi. Sborník konference *Ovzduší, Rožnov pod Radhoštěm*. 78 – 82.
62. Paroha L., et.al. 2011. Iniciativa STOP PRACH – příklad fungujícího programu ke zlepšení kvality ovzduší. *Ochrana ovzduší*. 4. 8-13.
63. Patra M. et Sharma A. 2000. Mercury toxicity in plants. *Botanical Review*. 66 (3). 379 – 422.
64. Pilegaard K., et.al. 1995. Seasonal and diurnal variation in the deposition velocity of ozone over a spruce forest in Denmark. *Water, Air and Soil Pollution*. 85. 2223-2228.
65. Popl M., Fährnich, J. 1999. *Analytická chemie životního prostředí*. Vydavatelství VŠCHT. Praha. 48 s.
66. Priwitzer T. et.al. 2004. Depozícia ozónu a jej vplyv na lesné dreviny. *Atmosférická depozice, sborník ze semináře*. Praha. 239-246.
67. Prokeš J. et.al. 2005. *Základy toxikologie*. Galén. Praha. 248 s.
68. Richter R., Hlušek J., 1994. *Výživa a hnojení rostlin*. VŠZ. Brno. 177 s.
69. Ritz M. et.al. 2003. Emise těžkých kovů a polyaromatických uhlovodíků při spalování uhlí v průmyslových a malých topeništích. Sborník vědeckých prací *Vysoké školy báňské – Technické univerzity Ostrava*. 49 (1). 69-82.
70. Robinson E., Robins R.C. 1970. Gaseous atmospheric pollutants from urban and natural sources, Stanford research institute. Menlo park – USA, 201 p.

71. Sheppard D. et.al. 1980. Lower threshold and greater bronchomotor responsiveness of asthmatic subjects to sulfur dioxide. *American Review of Respiration*. 122. 873-878.
72. Scheinkestel C.D., 1999. Hyperbaric or normobaric oxygen for acute carbon monoxide poisoning: a randomised controlled clinical trial. *Medical Journal of Australia*. 170. 203-210.
73. Schwartz J, 1994. Low-level lead exposure and children's IQ: a meta-analysis and search for a threshold. *Environmental Research*. 65. 42-55.
74. Skärby, L. et. al. 1998. Impact of ozone on forests: a European perspective. *New Phytologist*. 139. 109-122.
75. Skeřil R. 2008. Středočeský kraj – problematika imisí. *Ochrana ovzduší*. 2008 (4). 18-21.
76. Soukup D. 2000. *Krušné hory. Průvodce po Čechách, Moravě a Slezsku*. S & D. Praha. 158 s.
77. Suchara I. 2004. Mezinárodní program sledování dopadů znečištění ovzduší na přirozenou vegetaci a plodiny a účast ČR při biomonitorování atmosférické depozice prvků. 16 (5-6). 36-39.
78. Sucharová J. 2006. Sloučeniny dusíku v atmosféře, jejich zdroje, depozice, účinky, a bioindikace atmosférického spadu. *Ochrana ovzduší*. 1. 20-26.
79. Sundberg J. et. al. 2006. Variation in ozone concentration in relation to local climate in West Sweden. *Water, Air and Soil Pollution*. 173. 339-354.
80. SZÚ. 2005. *Zdravotní důsledky a rizika znečištění ovzduší*. Praha. 125 s.
81. Šuta M. 1996. Účinky výfukových plynů z automobilů na lidské zdraví. *Český a slovenský dopravní klub*. Brno. 79 s.
82. Šec K., 2010. *Objev ozonu* [online]. Server Lidových novin. Červen 2010. cit. 2.2.2011 Dostupné na: <http://sec.bigblogger.lidovky.cz/c/161838/Objev-Ozonu.html>
83. Tekáč et.al. 1998. Emise látek znečišťujících ovzduší provozem lokálních topenišť. *Acta Montanistica Slovaca*. 3. 280 – 286.
84. Thomas M. D. 1933. Automatic apparatus for determination of small concentrations of sulphur dioxide in air. *Ind. & Eng. Chem. Anal. Ed.* 4, 253-256.
85. US EPA. 1986. *Air quality criteria for ozone and the other photochemical oxidants*. Washington DC. 162 p.

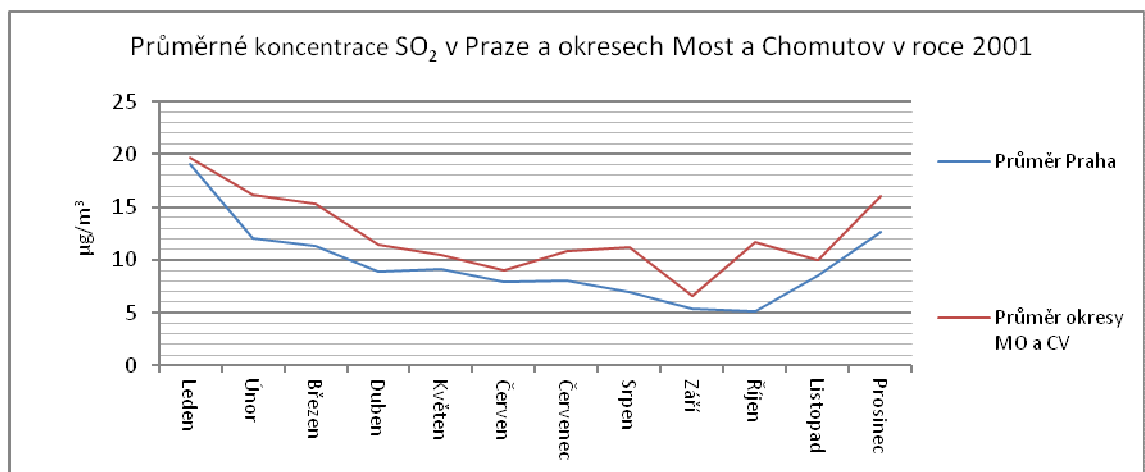
86. Váňa M. et. al. 2008. Trendy suspendovaných částic v ovzduší v České republice. *Ochrana ovzduší*. 2008 (1). 26-30.
87. Vingarzan R. 2004. A review of surface ozone background levels and trends. *Atmospheric Environment*. 38. 3431-3442.
88. Vojtíšek M. 2010. O provozu vznětových motorů a aerosolech jimi produkovaných v městských aglomeracích. Sborník konference. Česká aerosolová společnost. Praha. 230 – 239.
89. Von Nieding G. et.al.. 1979. Controlled studies of human exposure to single and combined action of NO₂, O₃ and SO₂. *International archives of occupational and environmental health*. 43. 195-210.
90. Vráblíková J. 2009. Těžba uhlí – významná dispartita Podkrušnohoří. *Studia Oecologica*. 1. 58 – 63.
91. Vystrčilová D. 1996. Kvalitu ovzduší v Evropě. Academia. Praha. 254 s.
92. Warneck P. 1988. *Chemistry of the Natural Atmosphere*. Academic Press. San Diego. 376 p.
93. Weber J. et.al. 2007. Přírodou východního Krušnohoří – Geografický přehled. Grüne Liga. Drážďany. 472 s.
94. WHO. 1996. Směrnice pro kvalitu ovzduší v Evropě. Ministerstvo životního prostředí ČR. Praha. 293 s.
95. WHO. 2003. Health Aspects of Air Pollution, Europe report (online). cit. 3.2. 2011. Dostupné z <http://www.who.dk/document/e79097.pdf>
96. Wellburn A. R. et.al. 1981. Biochemical Explanations of More Than Additive Inhibitory Effects of Low Atmospheric Levels of Sulphur Dioxide Plus Nitrogen Dioxide Upon Plants. *New Phytologist*. (88) 2. 223-237.
97. Závodský D., Závodská E. 1992. Kvalita ovzdušia a zmeny klímy. Národný klimatický program ČSFR - svazek 7. Český hydrometeorologický ústav. Praha.
98. Zhao W. 2009. The quality and pollution of inhalable particulate matter. - 2009 International geoscience and remote sensing symposium. Beijing. 1450-1453.

9. PŘÍLOHY

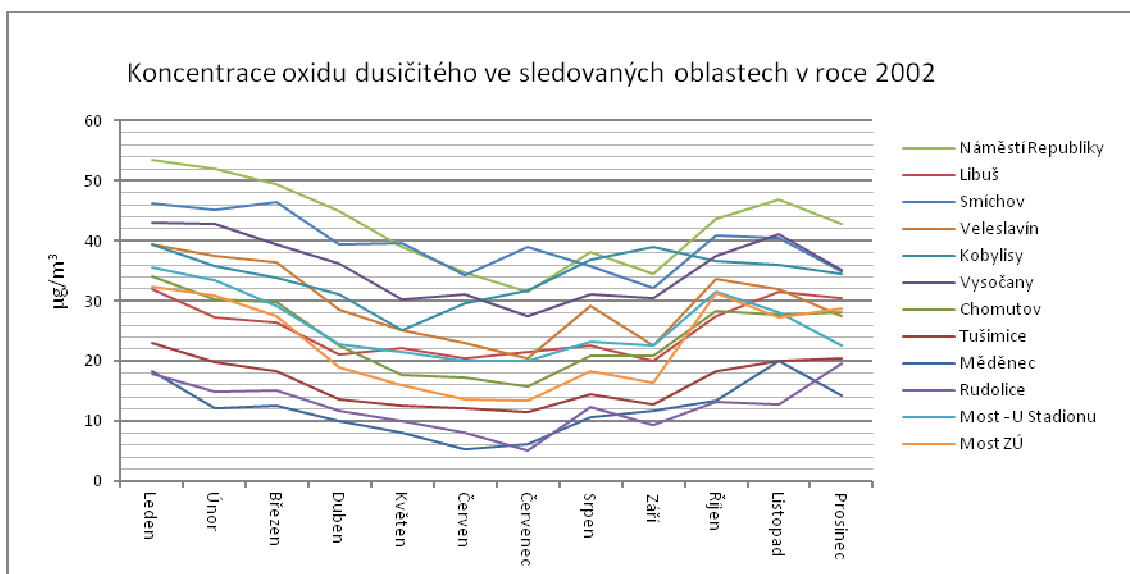
9. PŘÍLOHY



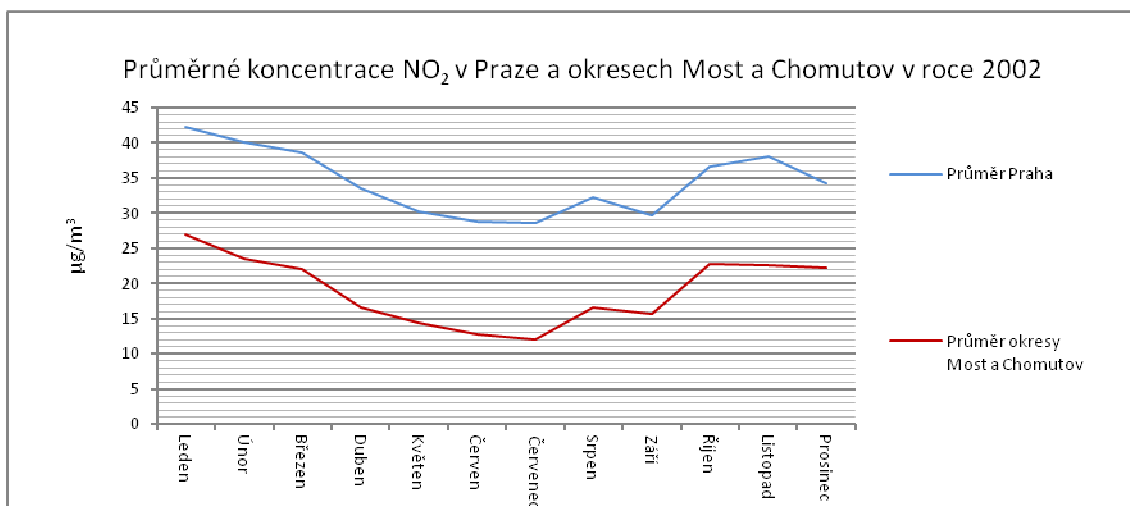
Graf č. 1 - Koncentrace oxidu siřičitého ve sledovaných oblastech v roce 2001



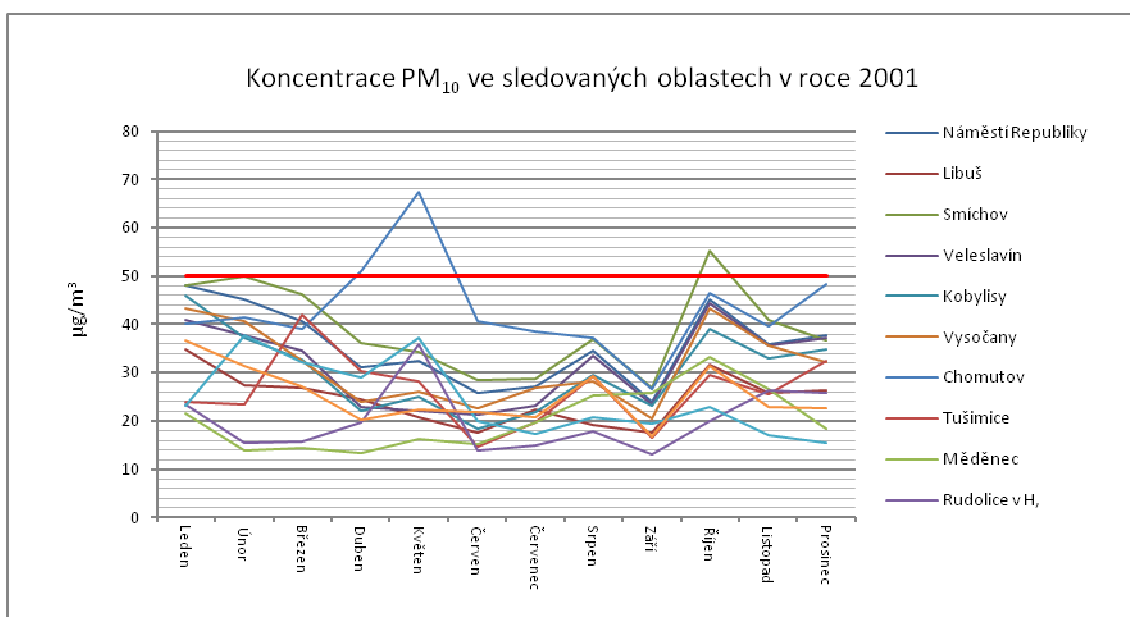
Graf č. 2 - Průměrné koncentrace SO₂ v Praze a okresech Most a Chomutov v roce 2001



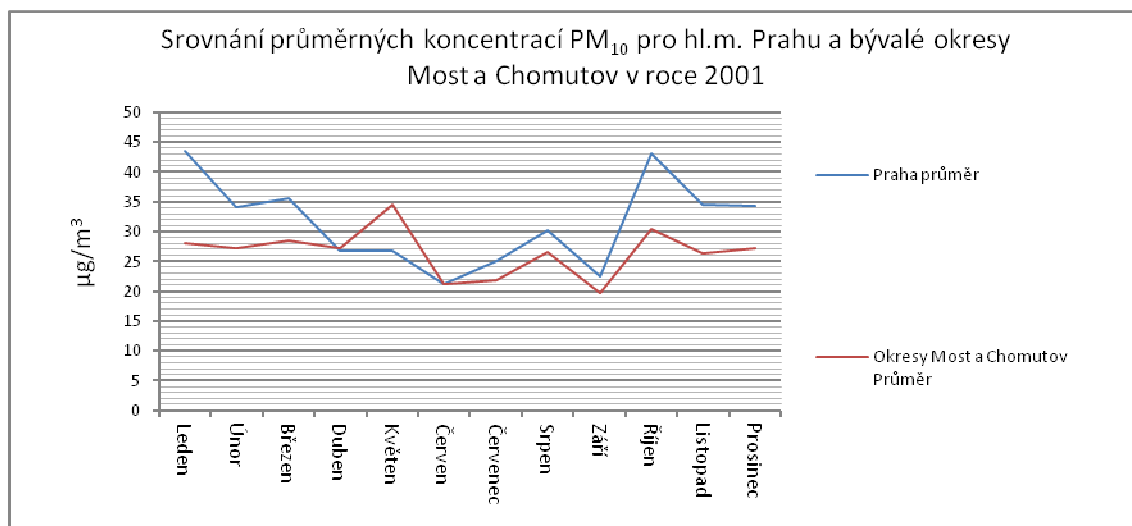
Graf č. 3 - Koncentrace oxidu dusičitého ve sledovaných oblastech v roce 2002



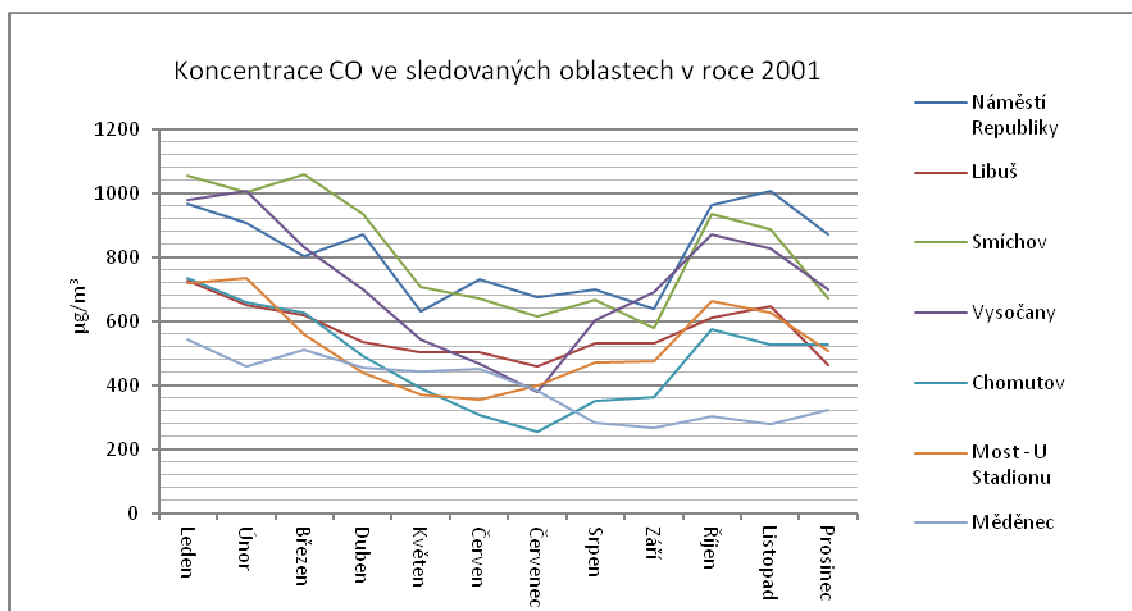
Graf č. 4 - Průměrné koncentrace NO₂ v Praze a okresech Most a Chomutov v roce 2002



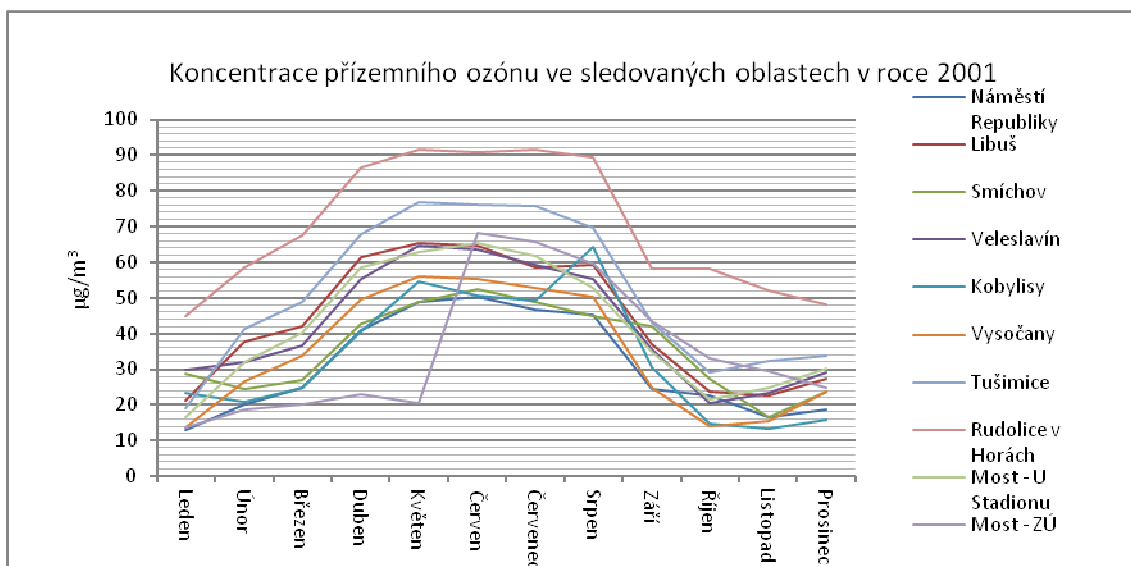
Graf č. 5 - Koncentrace PM₁₀ ve sledovaných oblastech v roce 2001



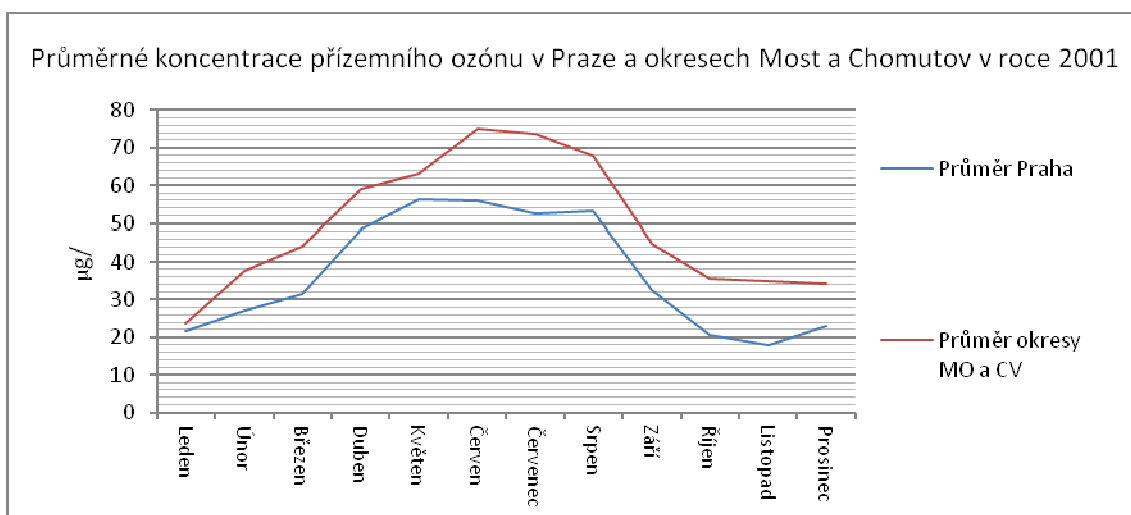
Graf č. 6 - Srovnání průměrných koncentrací PM₁₀ pro hl.m. Prahu a bývalé okresy Most a Chomutov v roce 2001



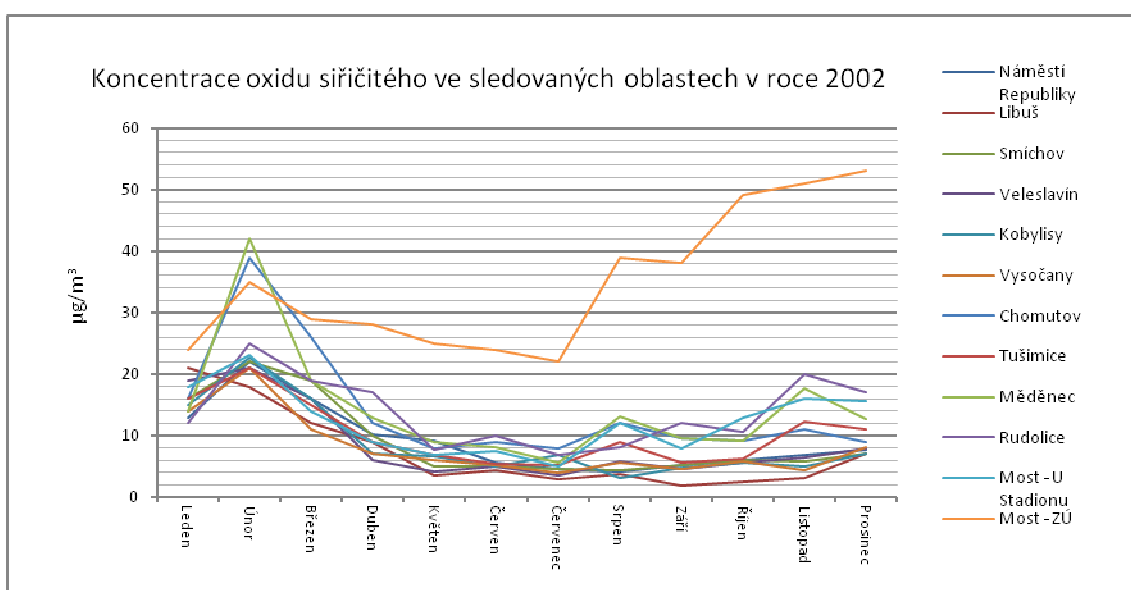
Graf č. 7 - Koncentrace CO ve sledovaných oblastech v roce 2001



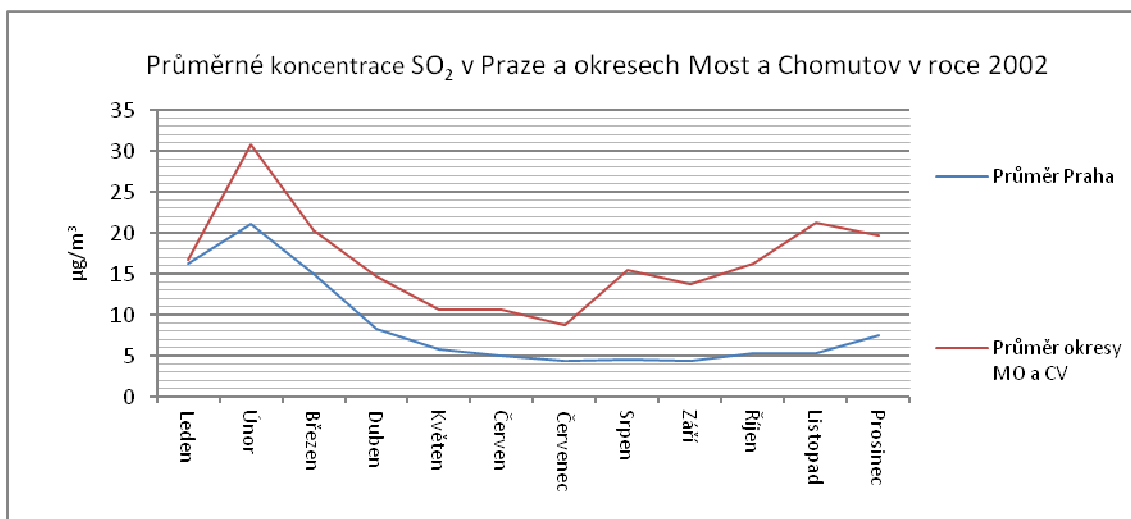
Graf č. 8 - Koncentrace přízemního ozónu ve sledovaných oblastech v roce 2001



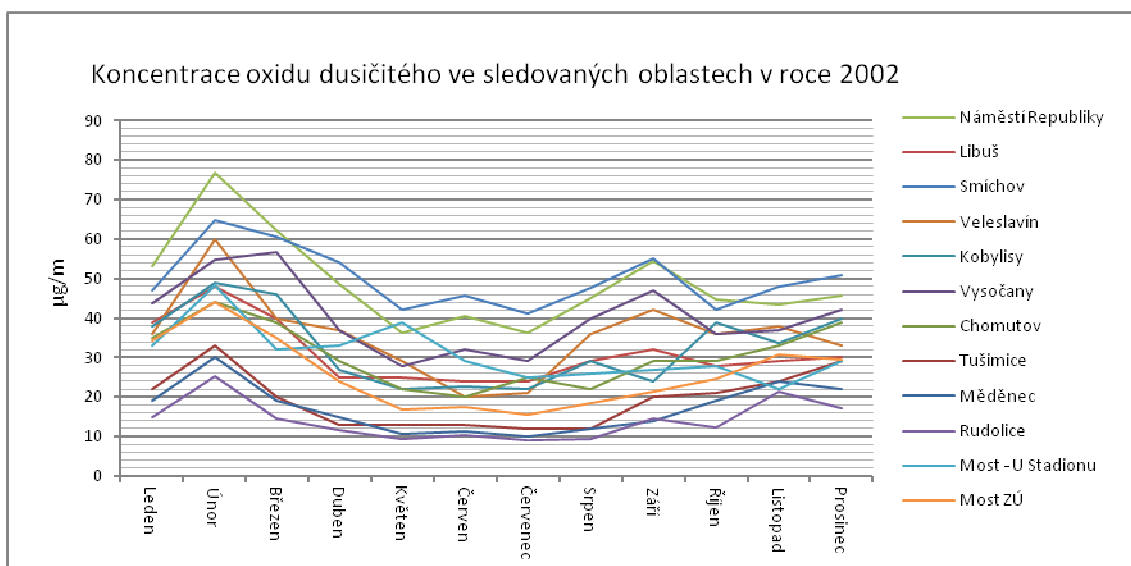
Graf č. 9 - Průměrné koncentrace přízemního ozónu v Praze a okresech Most a Chomutov v roce 2001



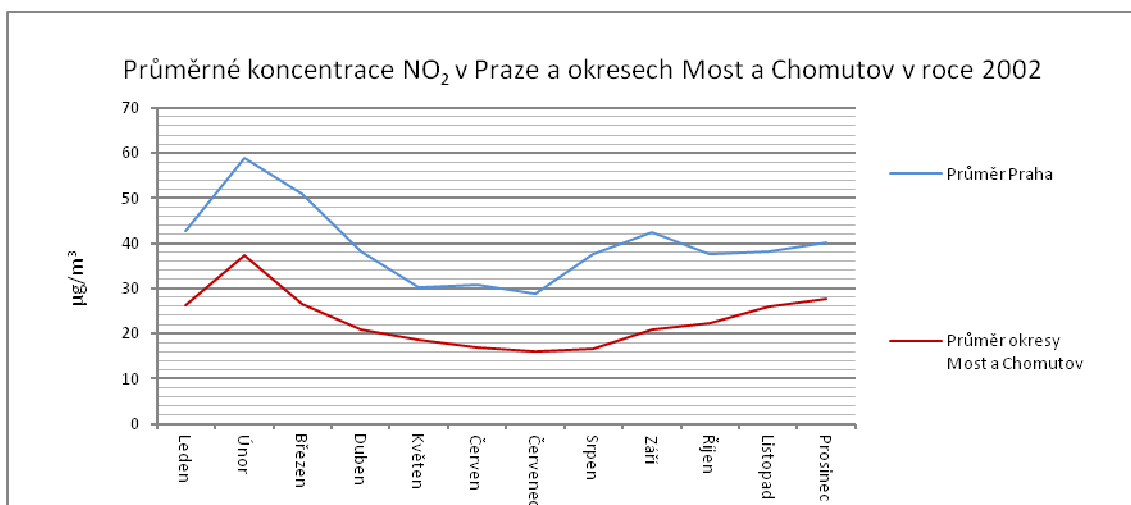
Graf č. 10 - Koncentrace oxidu siřičitého ve sledovaných oblastech v roce 2002



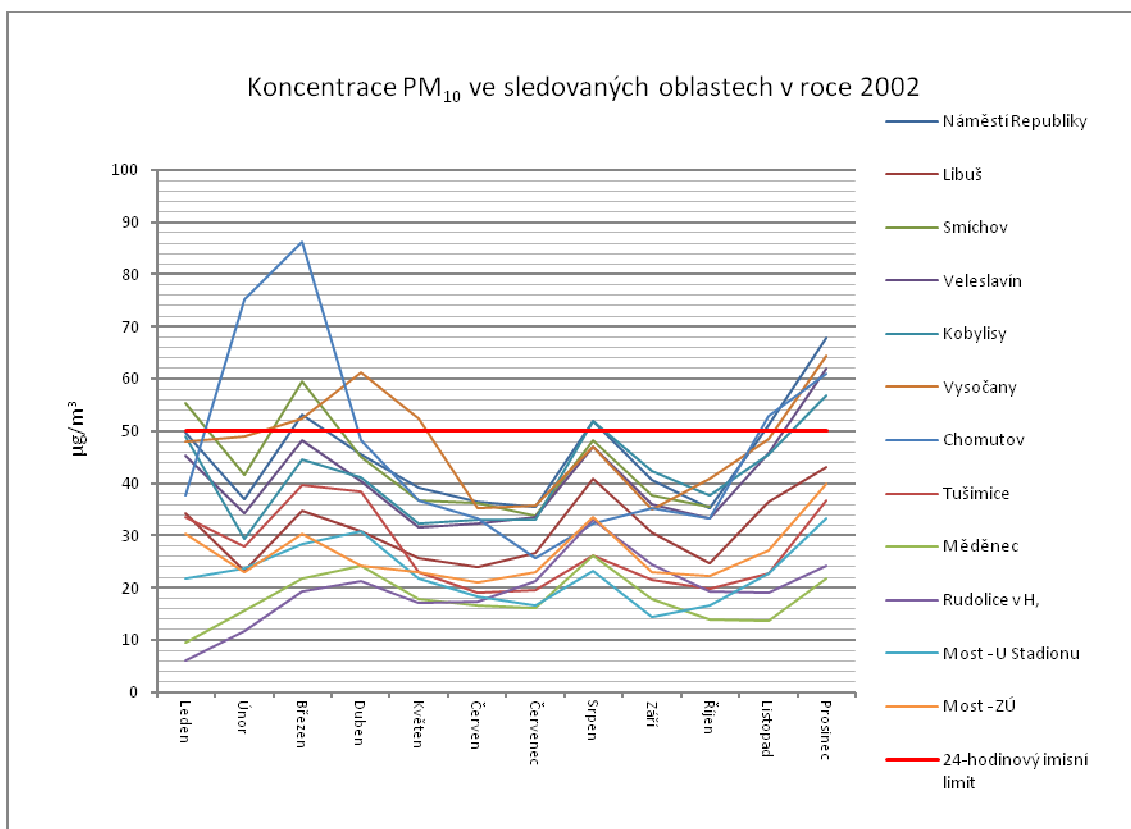
Graf č. 11 - Průměrné koncentrace SO₂ v Praze a okresech Most a Chomutov v roce 2002



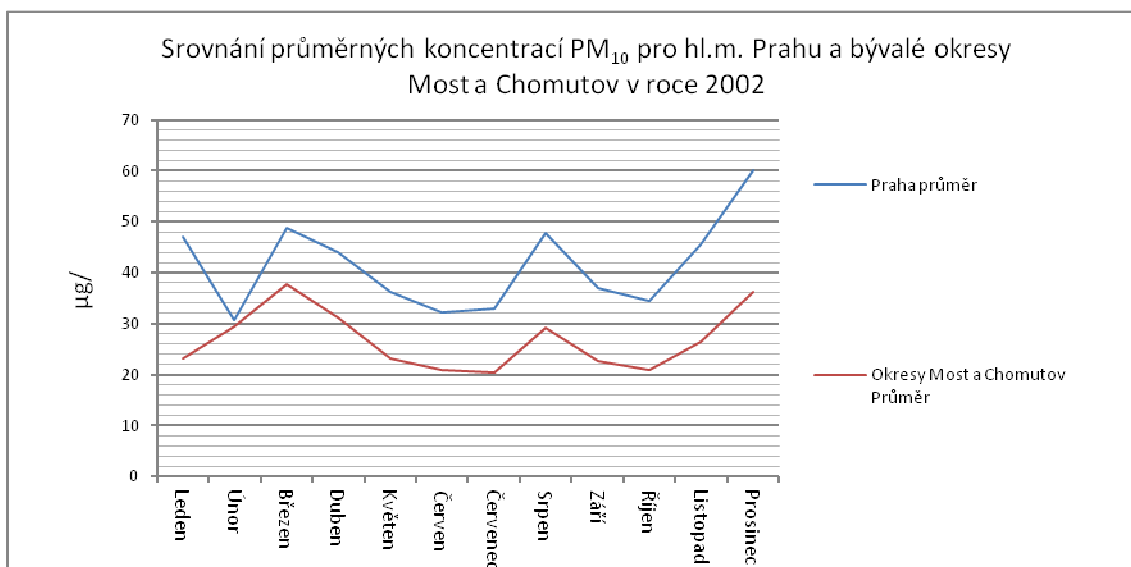
Graf č. 12 - Koncentrace oxidu dusičitého ve sledovaných oblastech v roce 2002



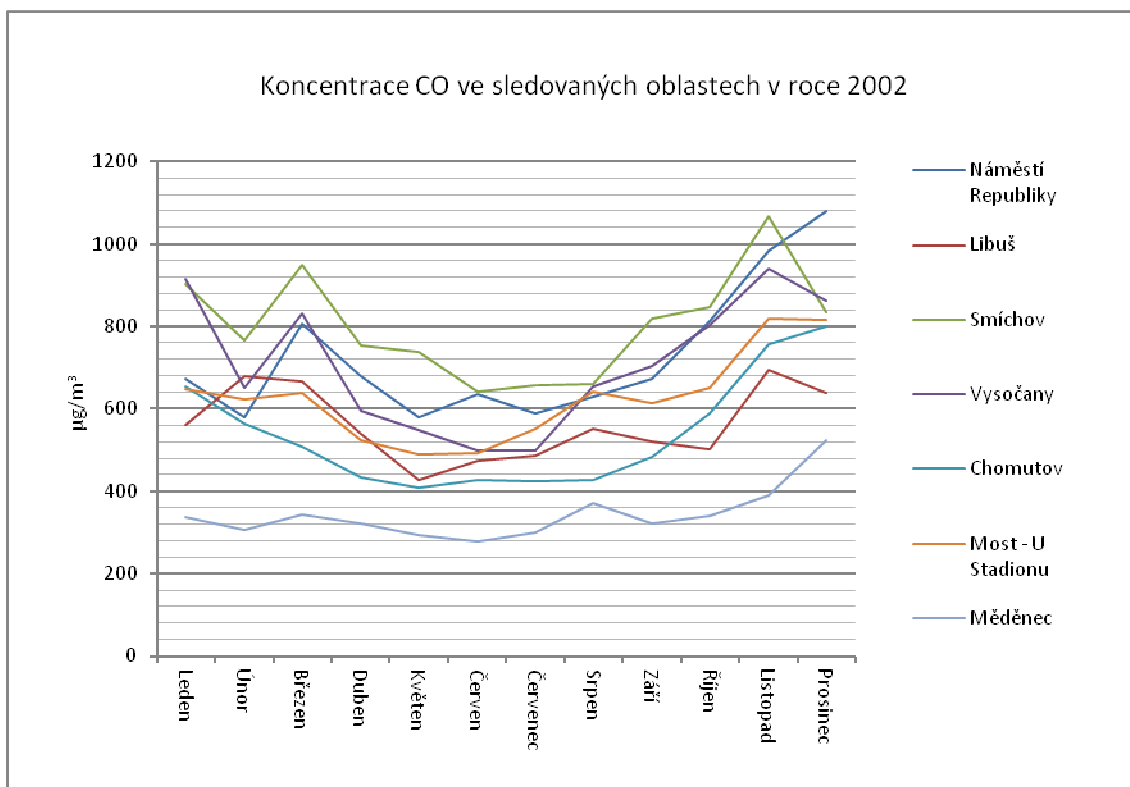
Graf č. 13 - Průměrné koncentrace NO₂ v Praze a okresech Most a Chomutov v roce 2002



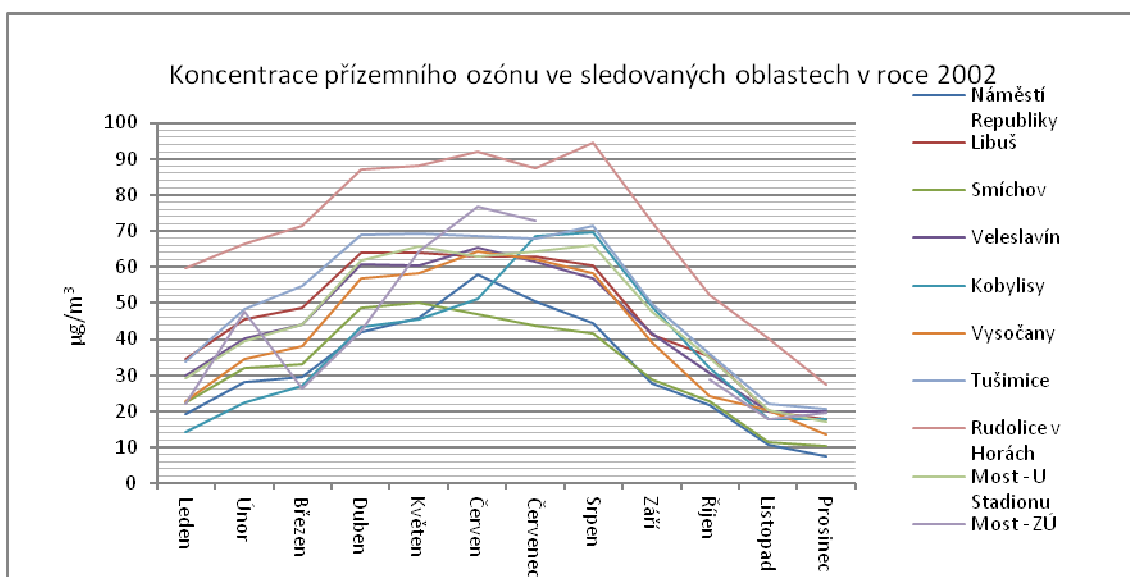
Graf č. 14 - Koncentrace PM₁₀ ve sledovaných oblastech v roce 2002



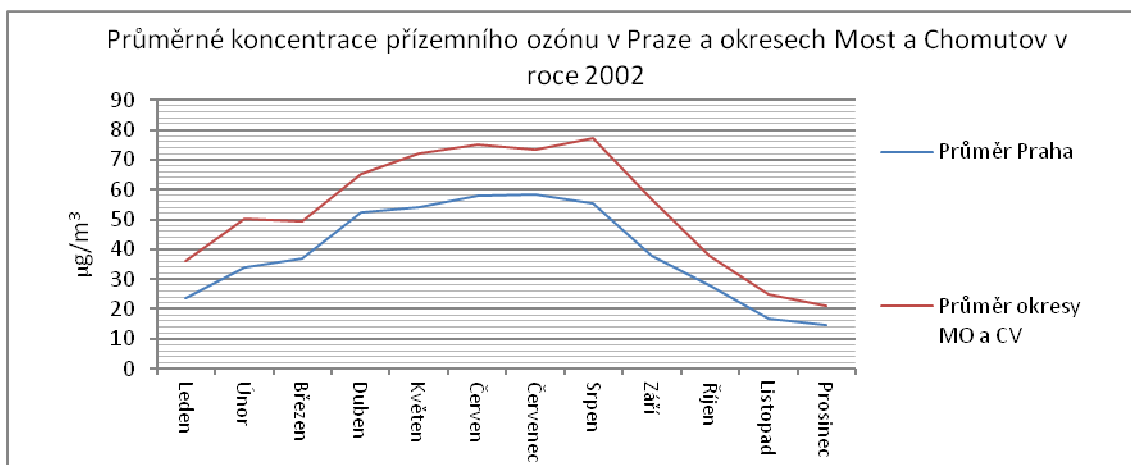
Graf č. 15 - Srovnání průměrných koncentrací PM₁₀ pro hl.m. Prahu a bývalé okresy Most a Chomutov v roce 2002



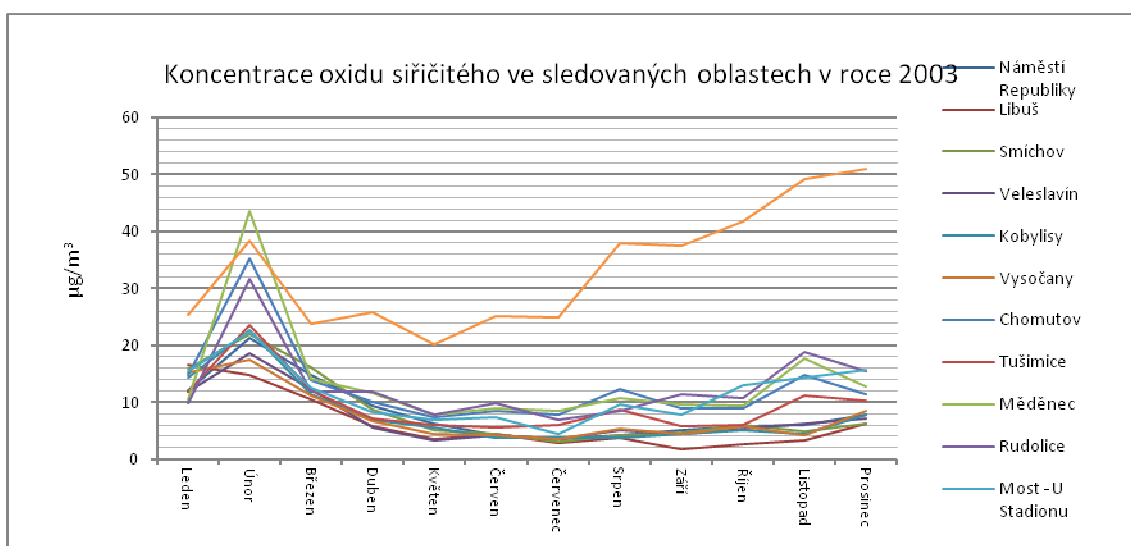
Graf č. 16 - Koncentrace CO ve sledovaných oblastech v roce 2002



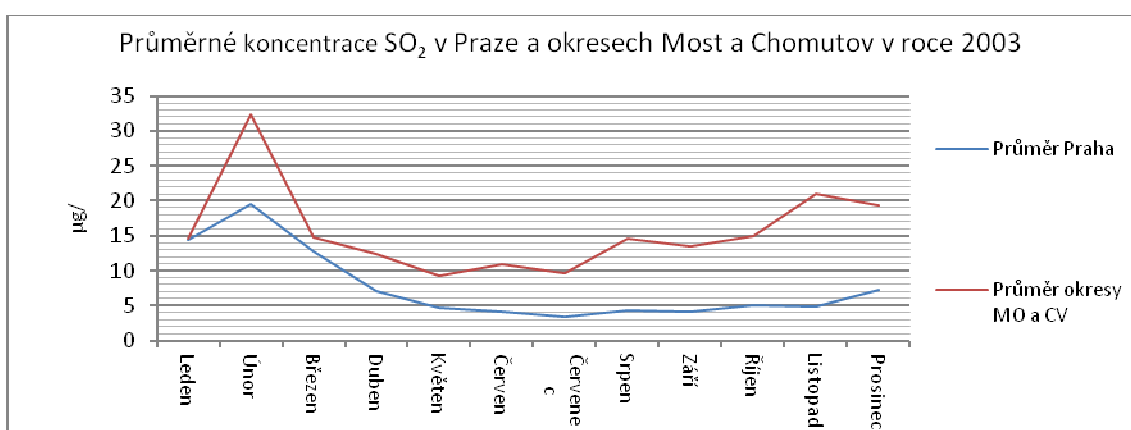
Graf č. 17 - Koncentrace přízemního ozónu ve sledovaných oblastech v roce 2002



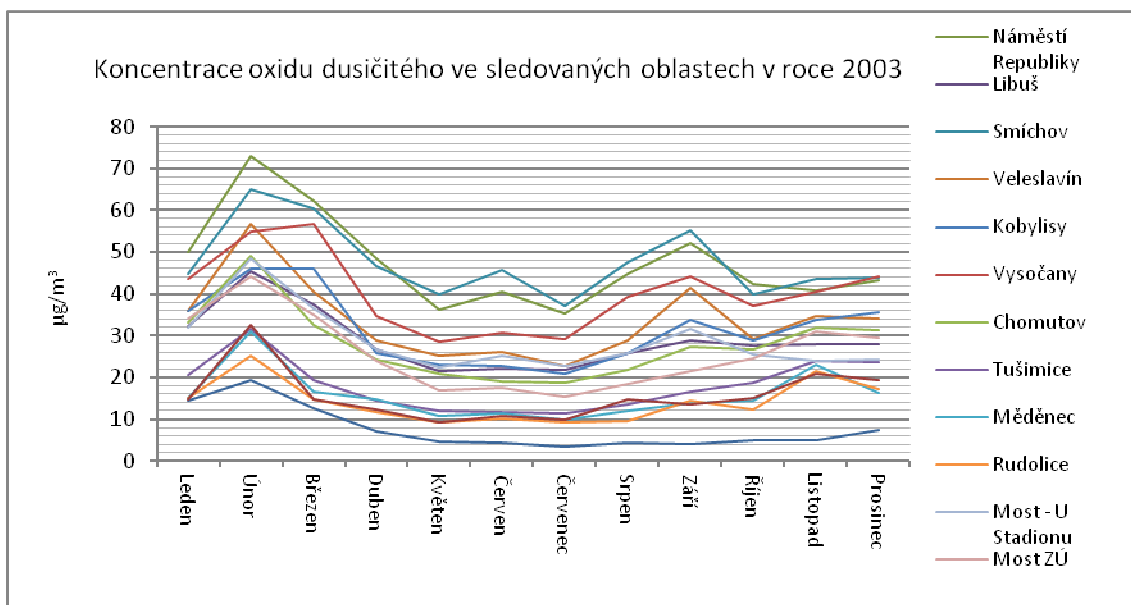
Graf č. 18 - Průměrné koncentrace přízemního ozónu v Praze a okresech Most a Chomutov v roce 2002



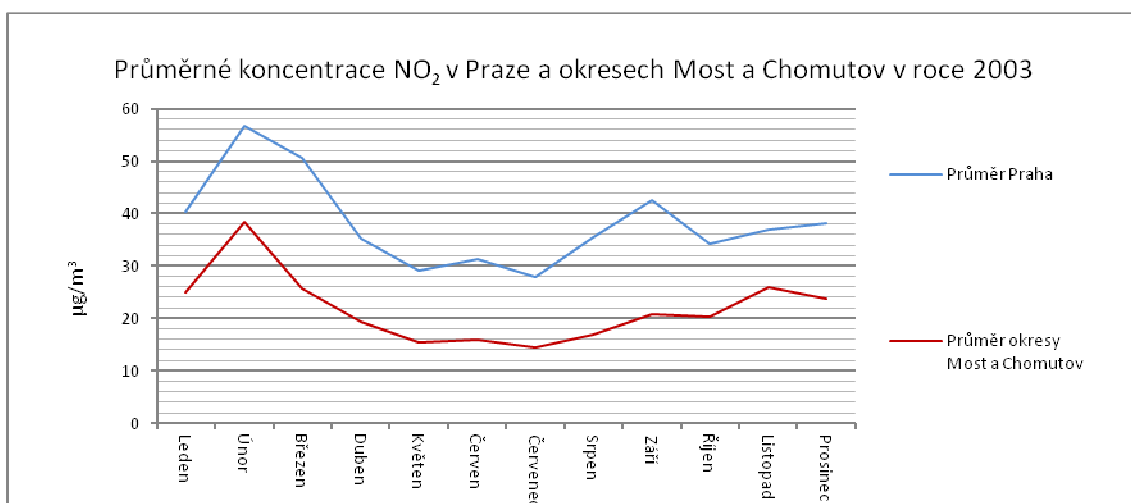
Graf č. 19 - Koncentrace oxidu siřičitého ve sledovaných oblastech v roce 2003



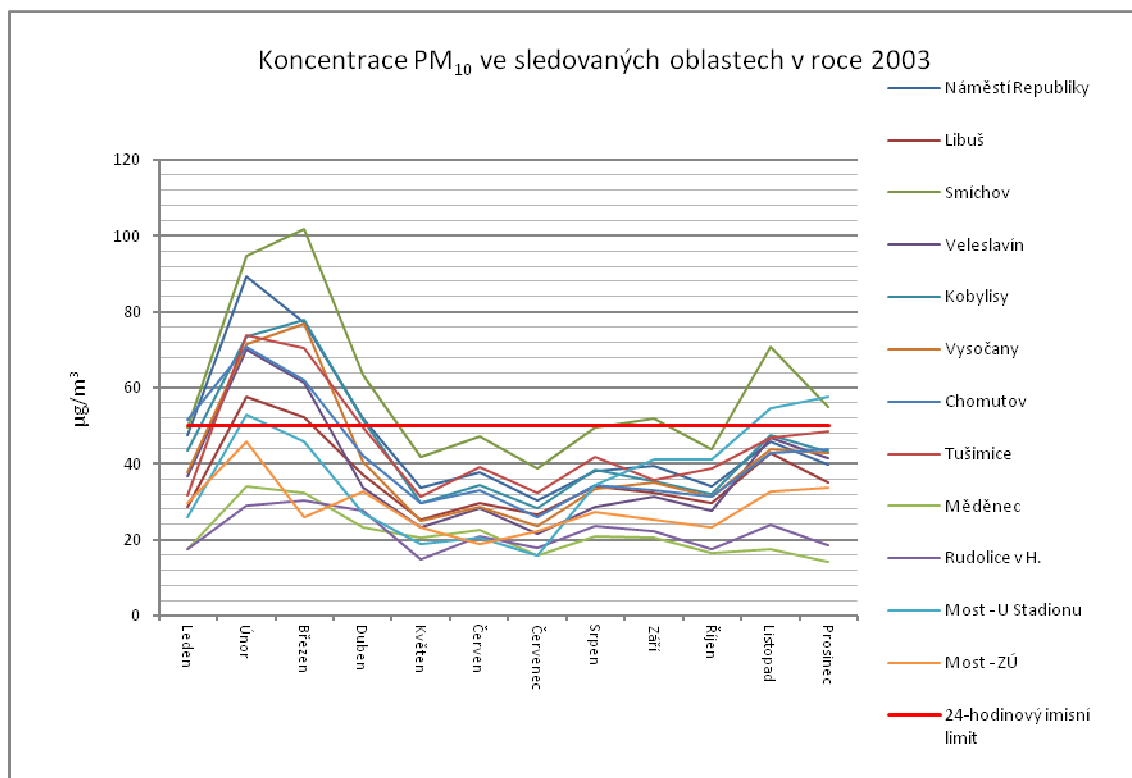
Graf č. 20 - Průměrné koncentrace SO₂ v Praze a okresech Most a Chomutov v roce 2003



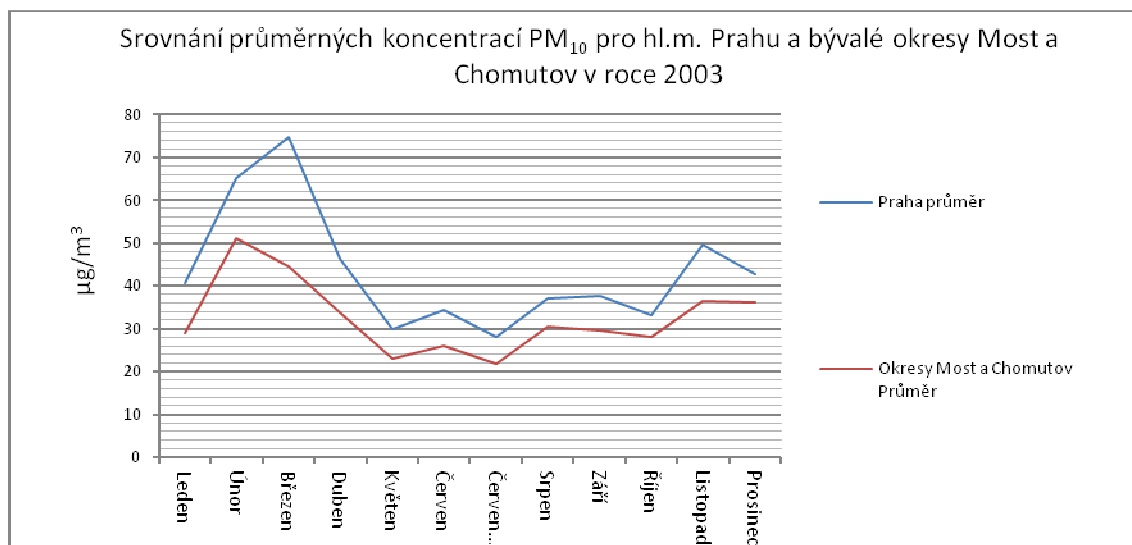
Graf č. 21 - Koncentrace oxidu dusičitého ve sledovaných oblastech v roce 2003



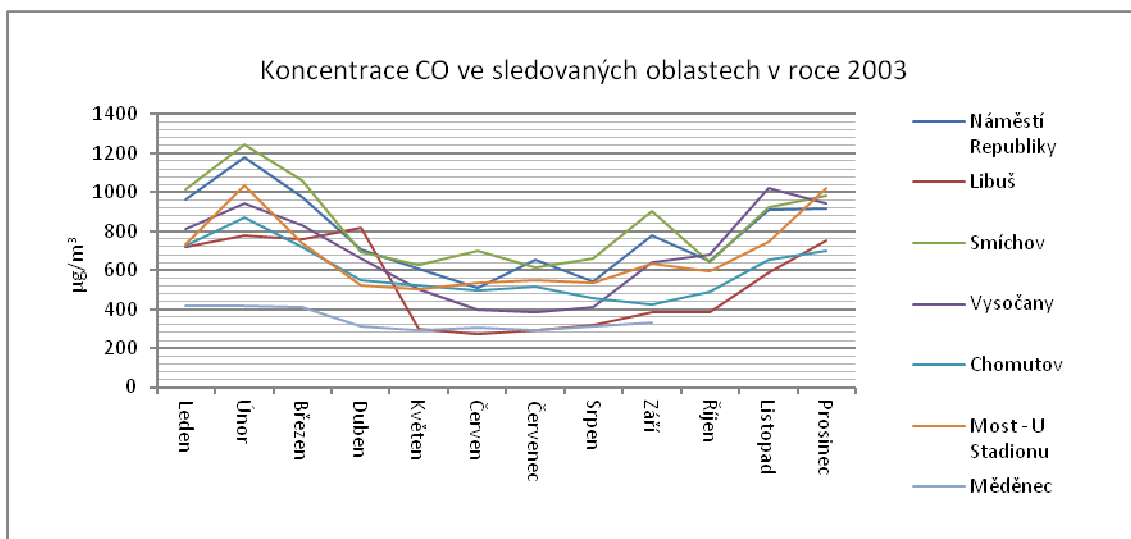
Graf č. 22 - Průměrné koncentrace NO₂ v Praze a okresech Most a Chomutov v roce 2003



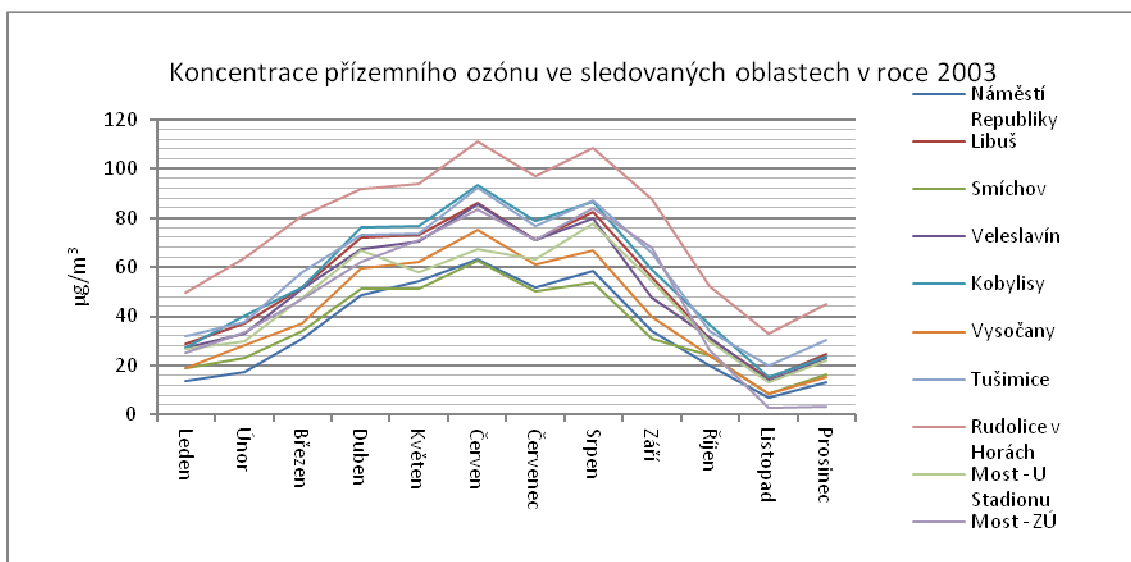
Graf č. 23 - Koncentrace PM₁₀ ve sledovaných oblastech v roce 2003



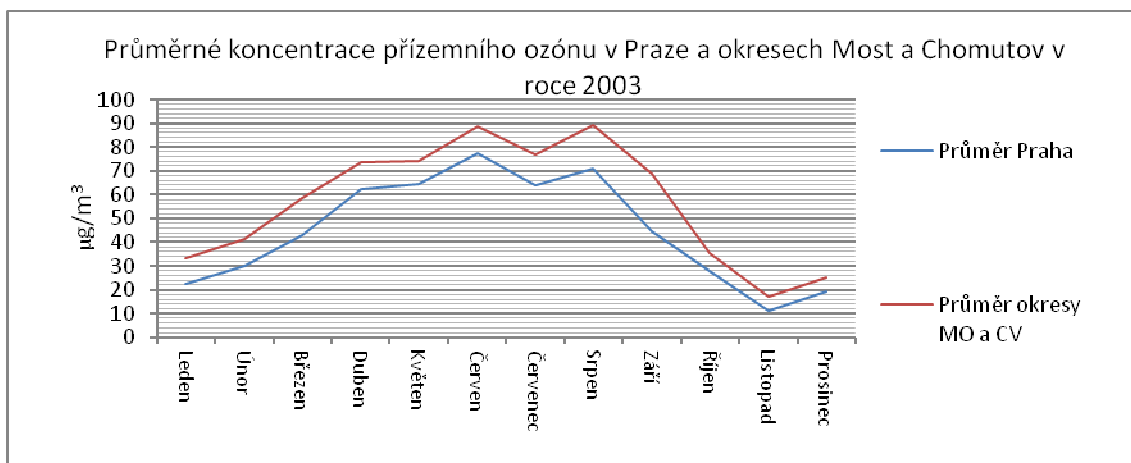
Graf č. 24 - Srovnání průměrných koncentrací PM₁₀ pro hl. m. Prahu a bývalé okresy Most a Chomutov v roce 2003



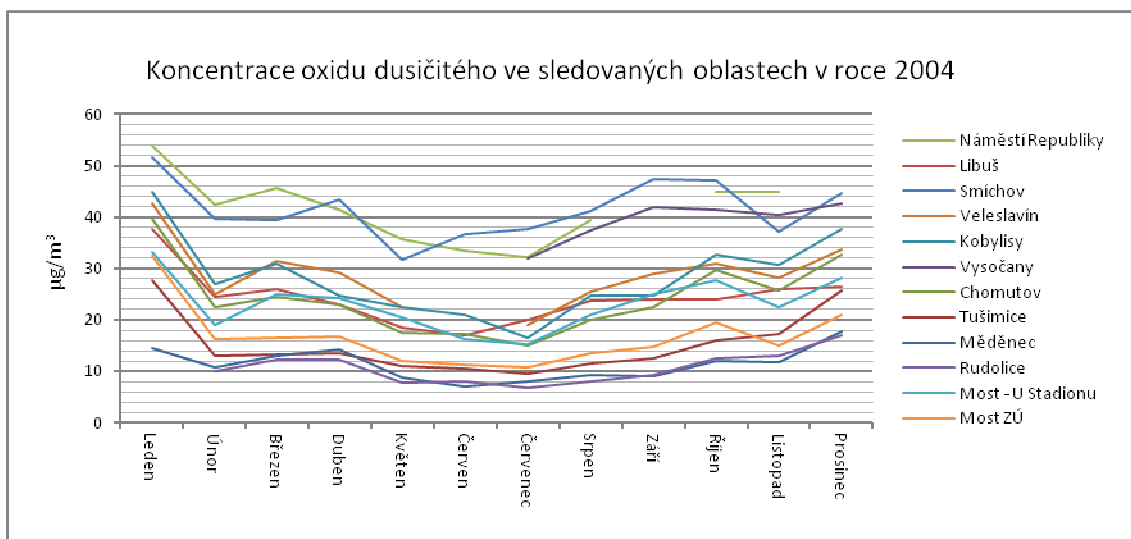
Graf č. 25 - Koncentrace CO ve sledovaných oblastech v roce 2003



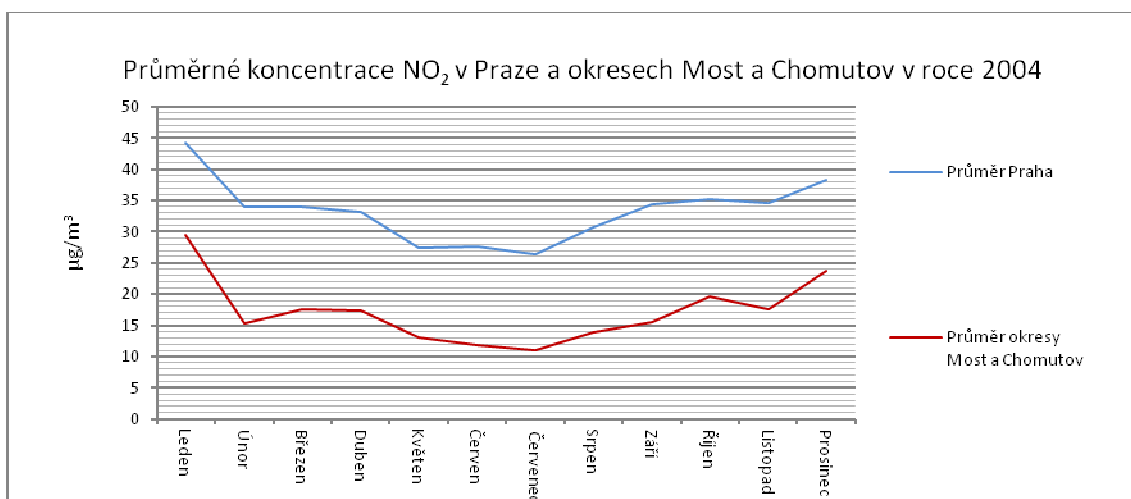
Graf č. 26 - Koncentrace přízemního ozónu ve sledovaných oblastech v roce 2003



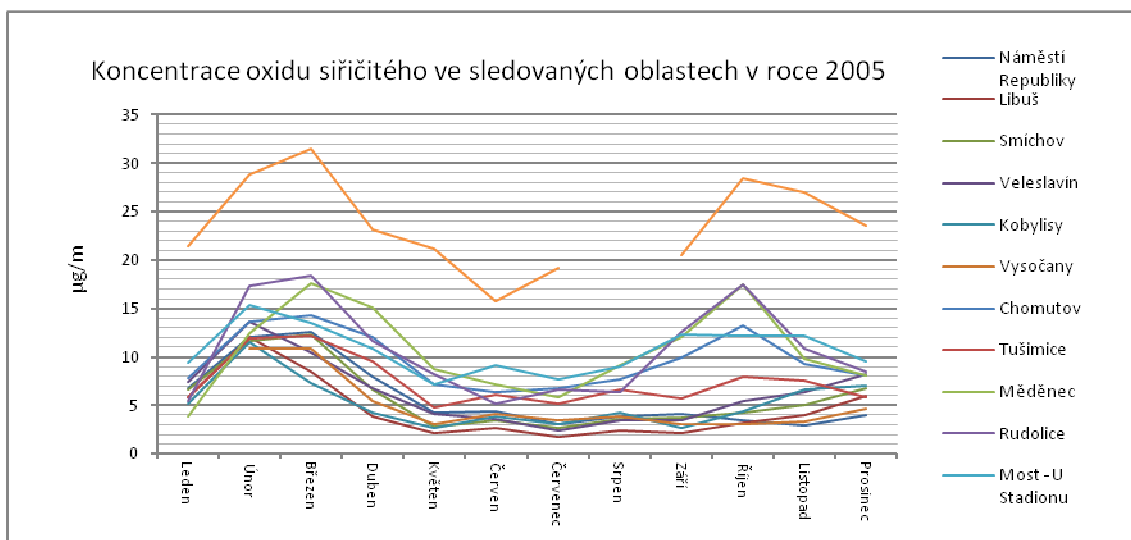
Graf č. 27 - Průměrné koncentrace přízemního ozónu v Praze a okresech Most a Chomutov v roce 2003



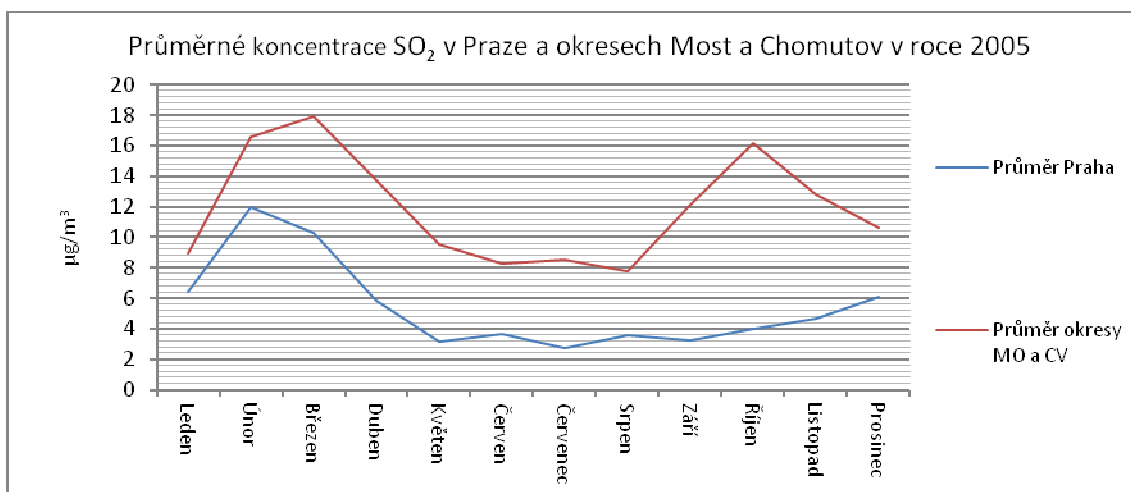
Graf č. 28 - Koncentrace oxidu dusičitého ve sledovaných oblastech v roce 2004



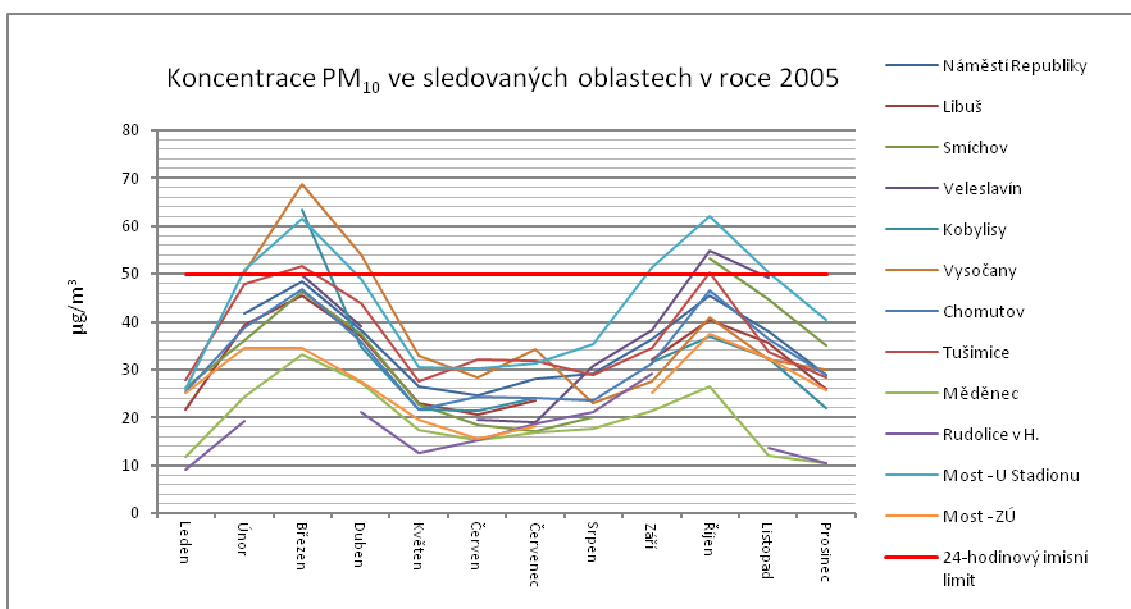
Graf č. 29 - Průměrné koncentrace NO₂ v Praze a okresech Most a Chomutov v roce 2004



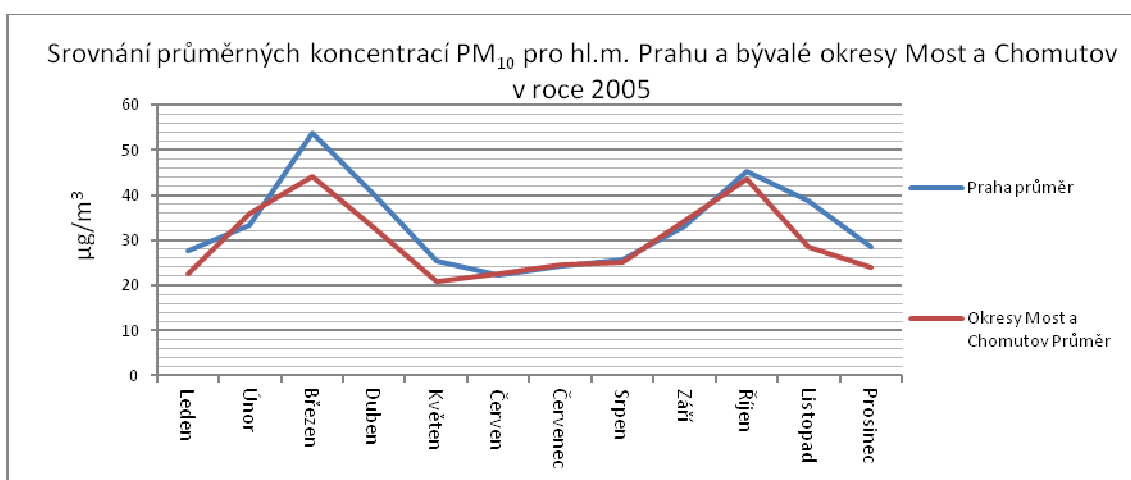
Graf č. 30 - Koncentrace oxidu siřičitého ve sledovaných oblastech v roce 2005



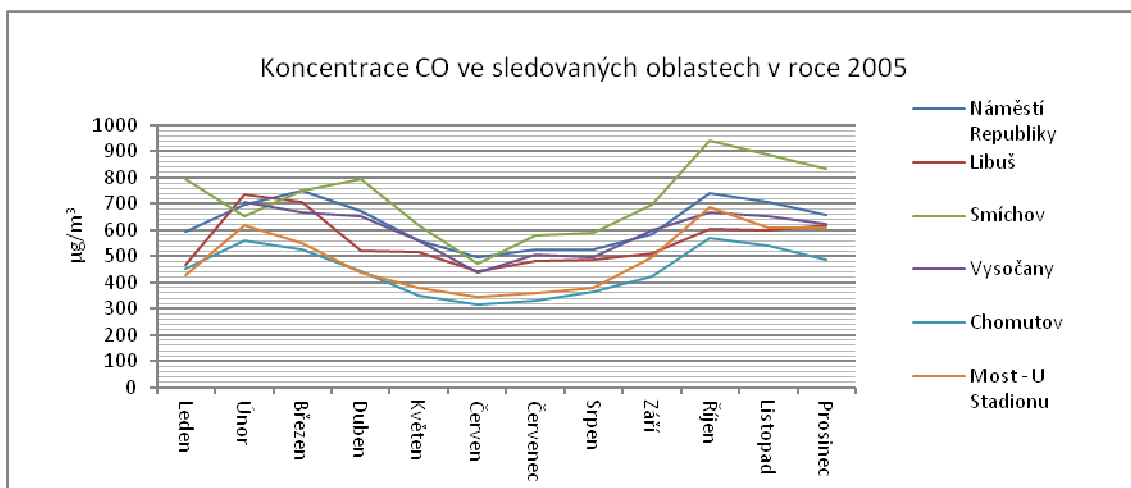
Graf č. 31 - Průměrné koncentrace SO₂ v Praze a okresech Most a Chomutov v roce 2005



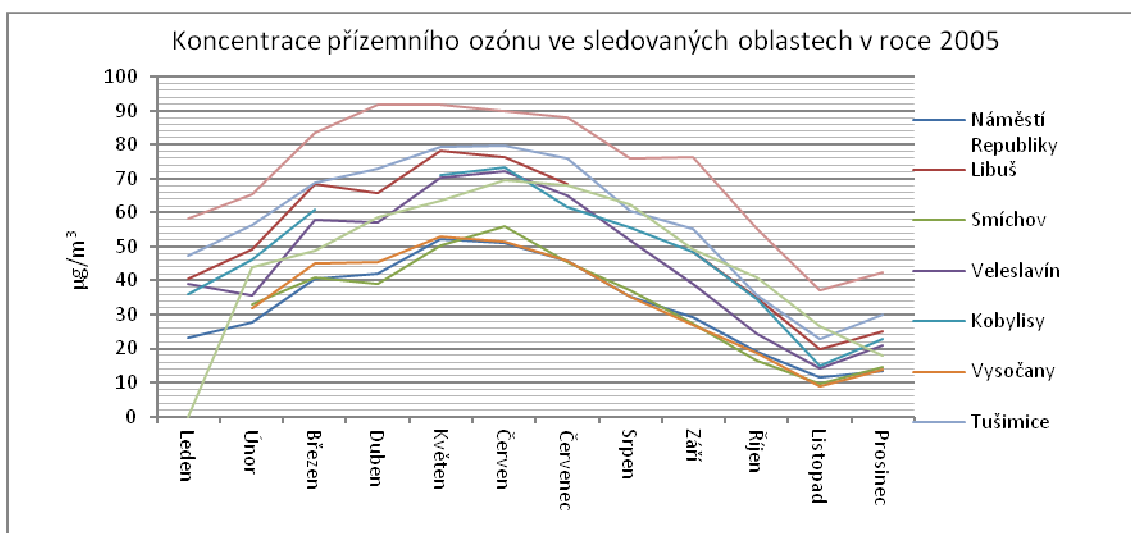
Graf č. 32 - Koncentrace PM₁₀ ve sledovaných oblastech v roce 2005



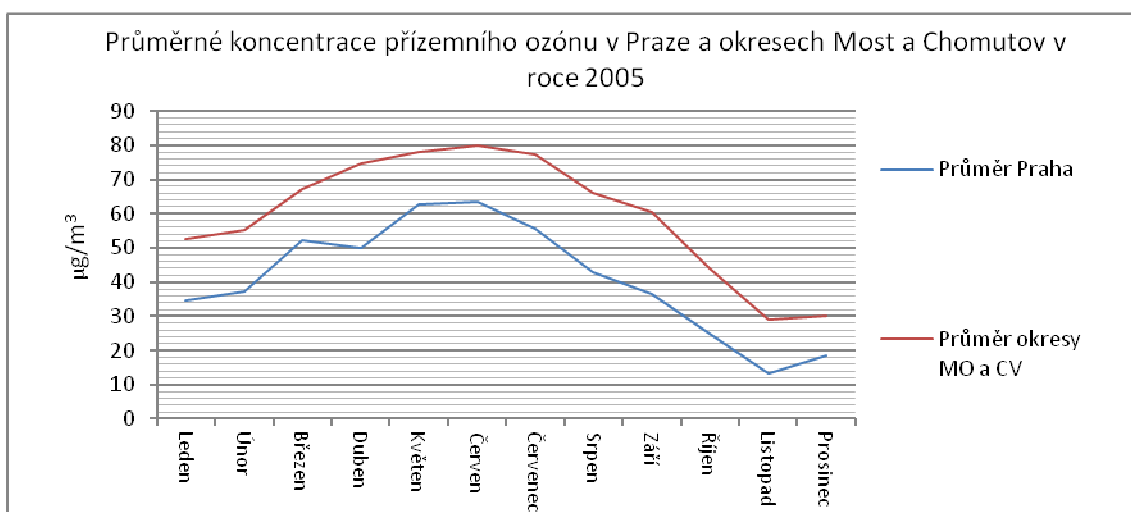
Graf č. 33 - Srovnání průměrných koncentrací PM₁₀ pro hl.m. Prahu a bývalé okresy Most a Chomutov v roce 2005



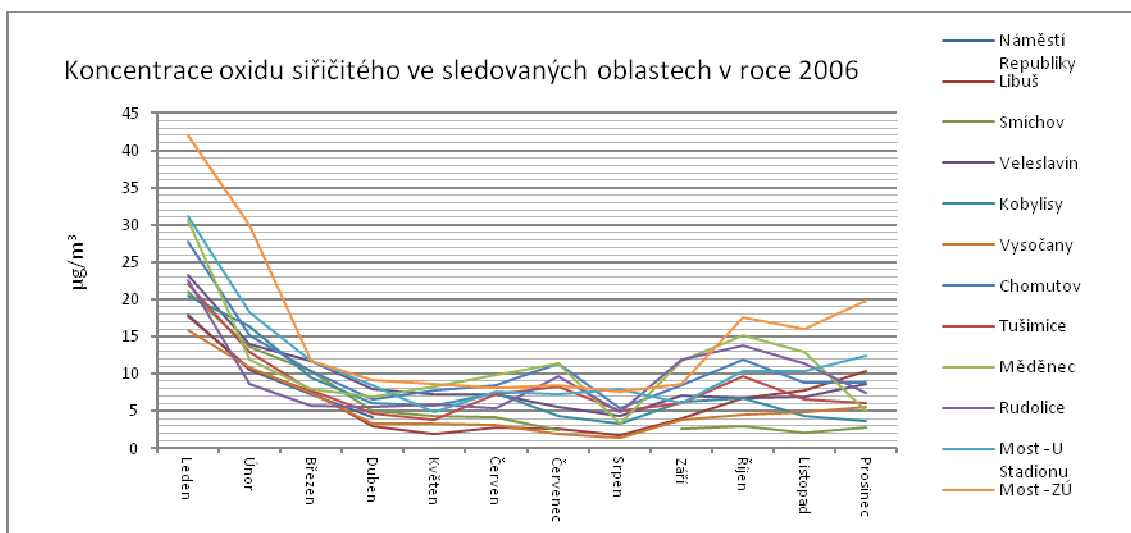
Graf č. 34 - Koncentrace CO ve sledovaných oblastech v roce 2005



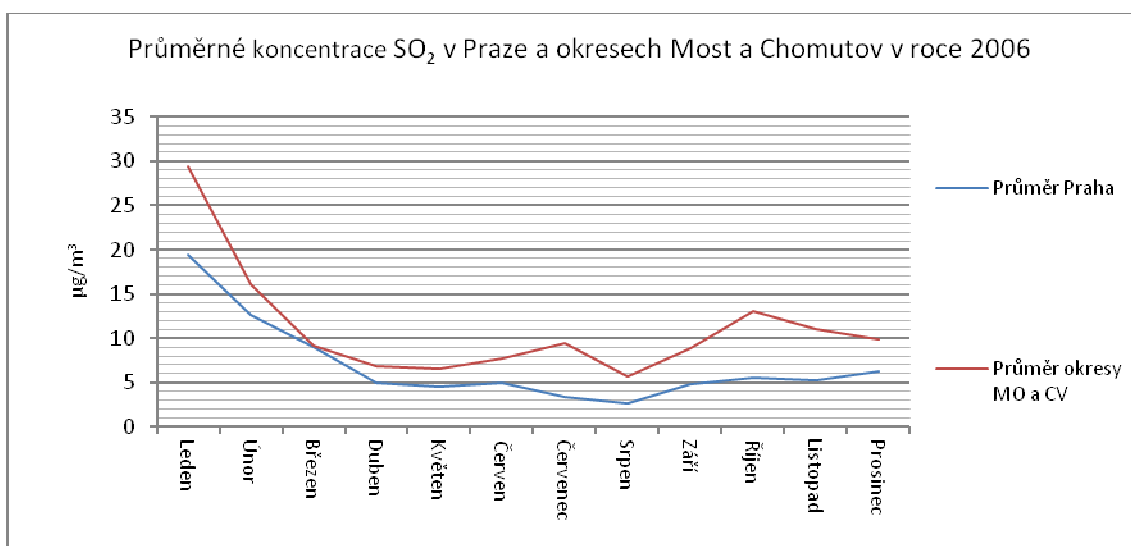
Graf č. 35 - Koncentrace přízemního ozónu ve sledovaných oblastech v roce 2005



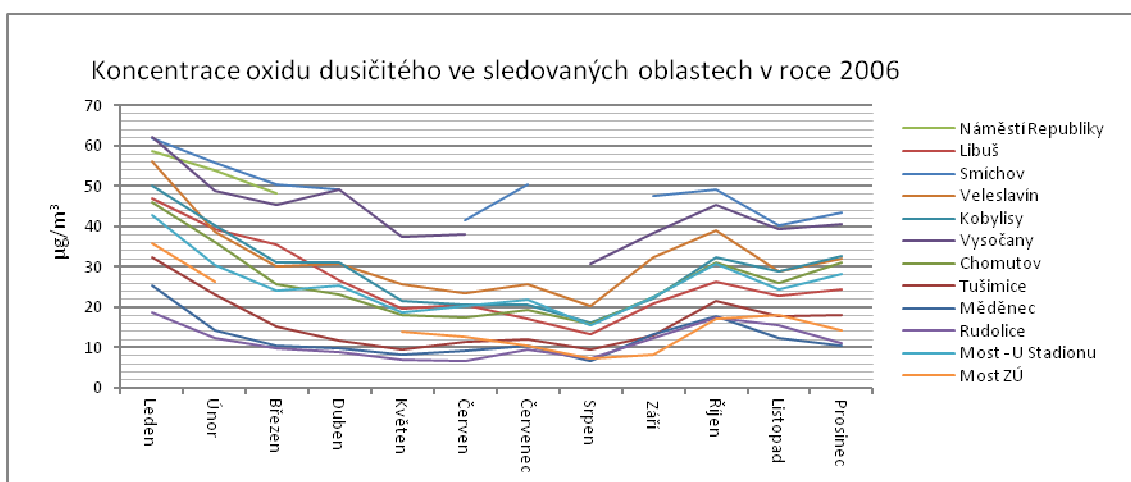
Graf č. 36 - Průměrné koncentrace přízemního ozónu v Praze a okresech Most a Chomutov v roce 2005



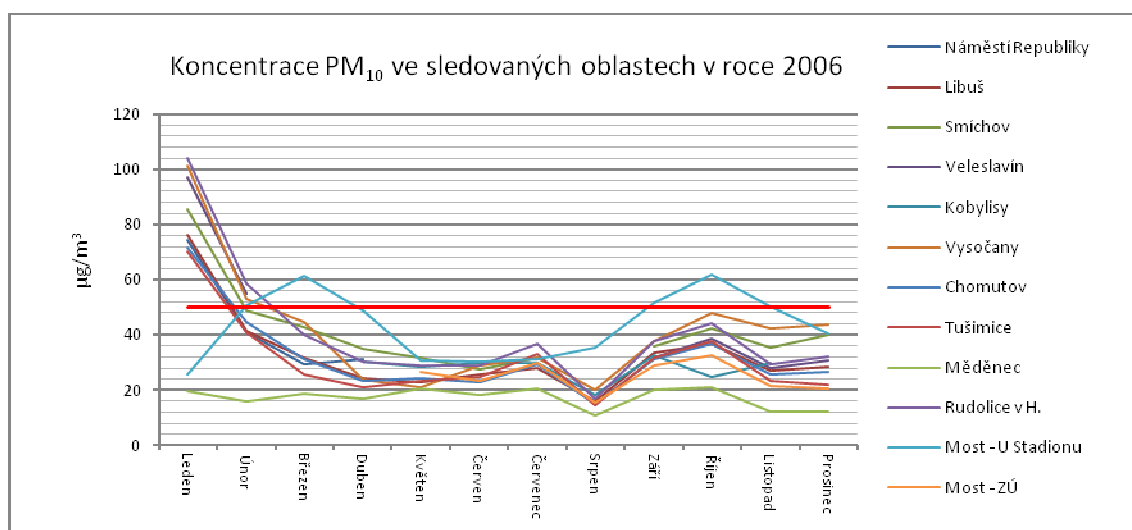
Graf č. 37 - Koncentrace oxidu siřičitého ve sledovaných oblastech v roce 2006



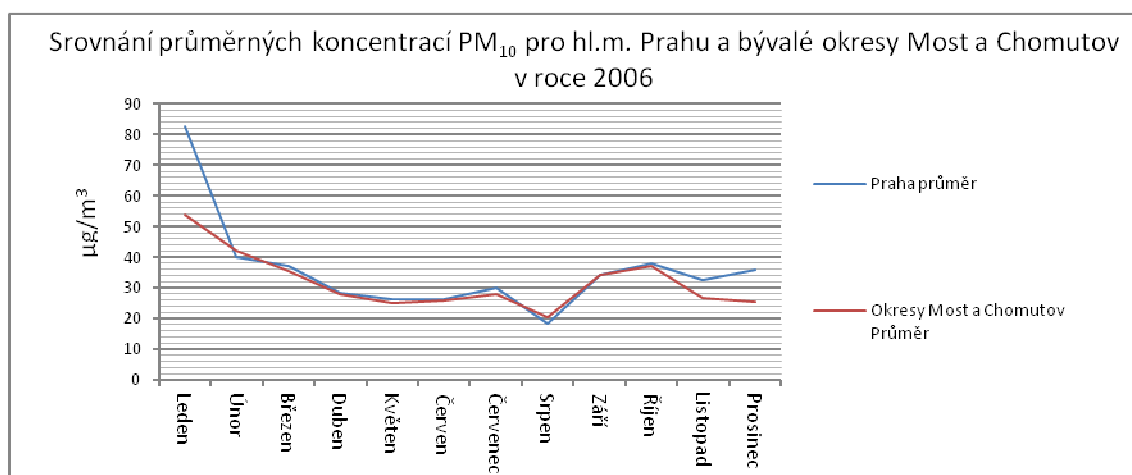
Graf č. 38 - Průměrné koncentrace SO₂ v Praze a okresech Most a Chomutov v roce 2006



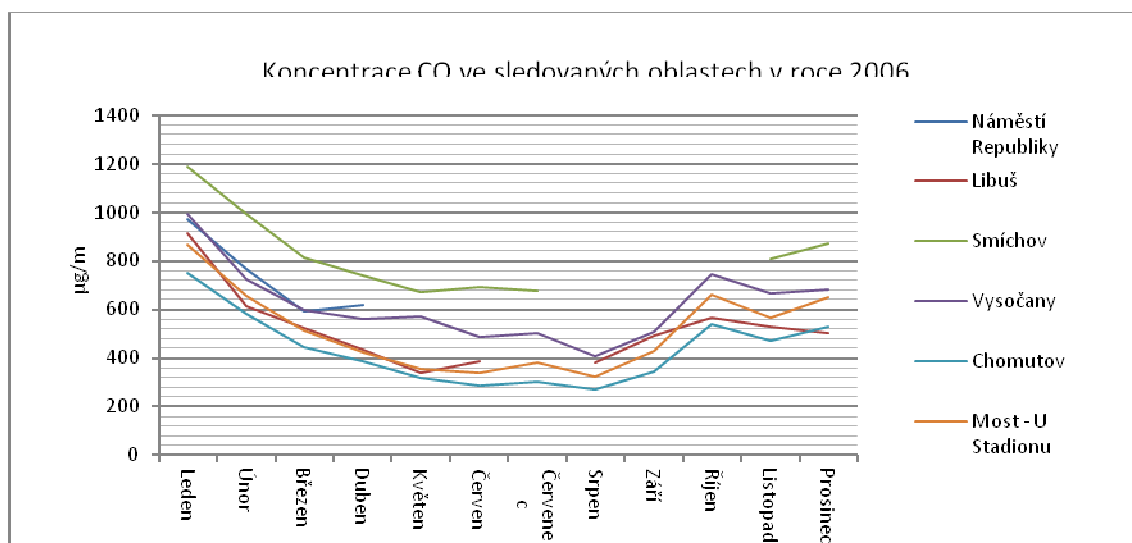
Graf č. 39 - Koncentrace oxidu dusičitého ve sledovaných oblastech v roce 2006



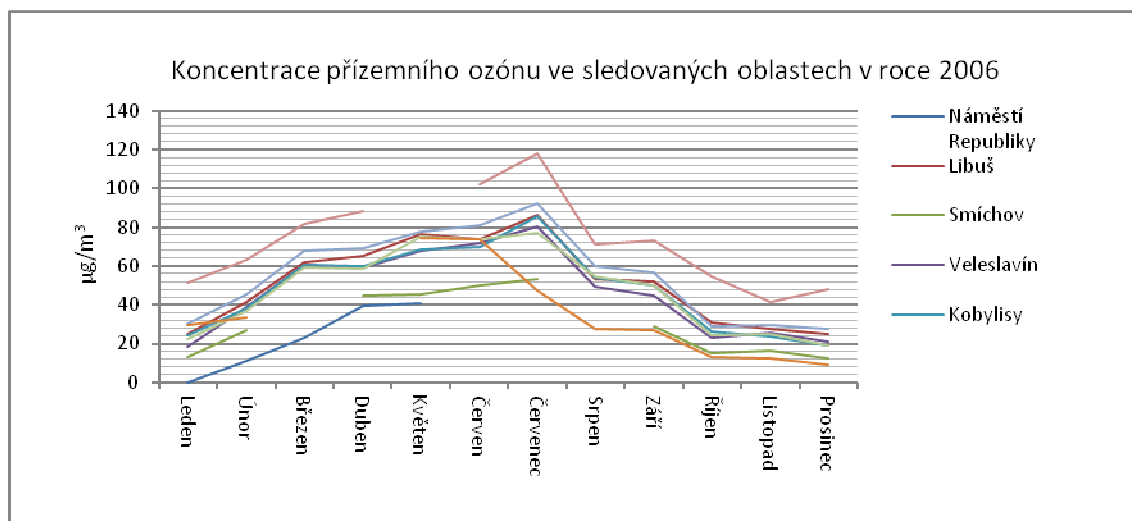
Graf č. 40 - Koncentrace PM₁₀ ve sledovaných oblastech v roce 2006



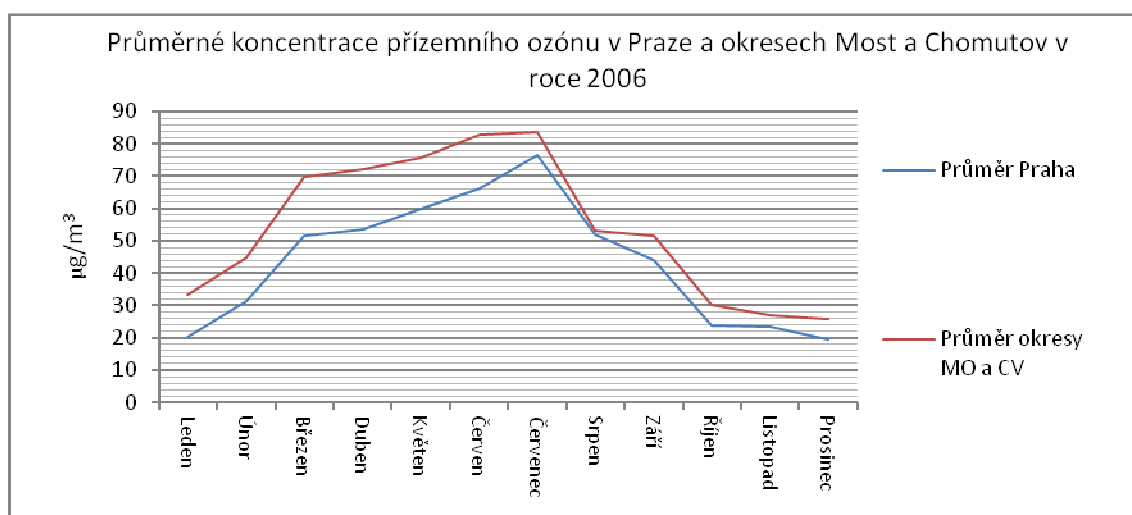
Graf č. 41 - Srovnání průměrných koncentrací PM₁₀ pro hl.m. Prahu a bývalé okresy Most a Chomutov v roce 2006



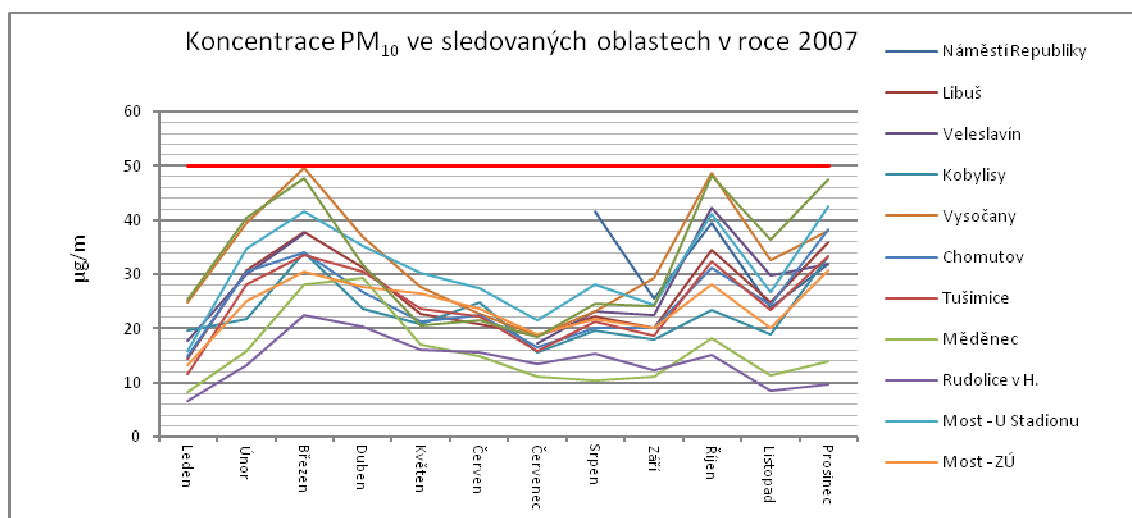
Graf č. 42 - Koncentrace CO ve sledovaných oblastech v roce 2006



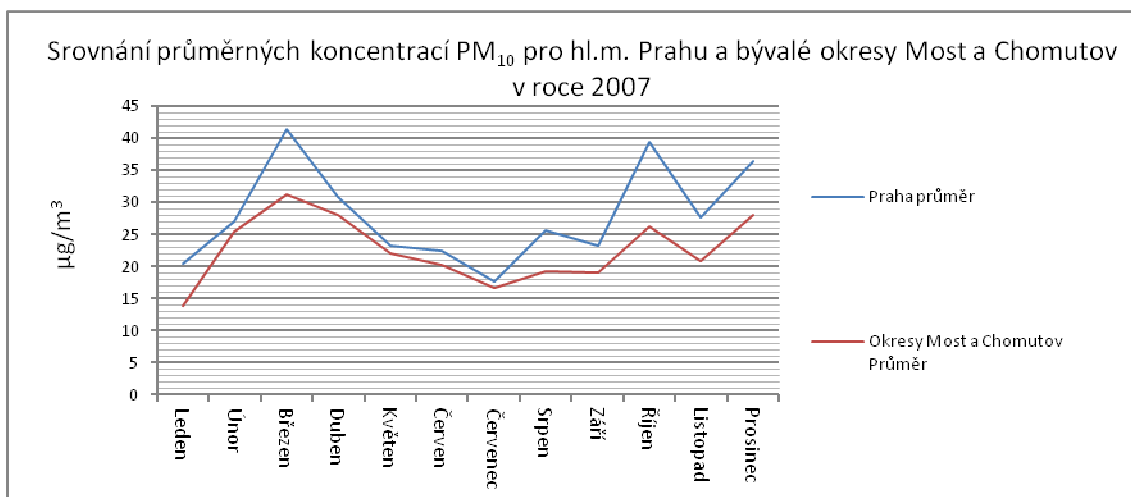
Graf č. 43 - Koncentrace přízemního ozónu ve sledovaných oblastech v roce 2006



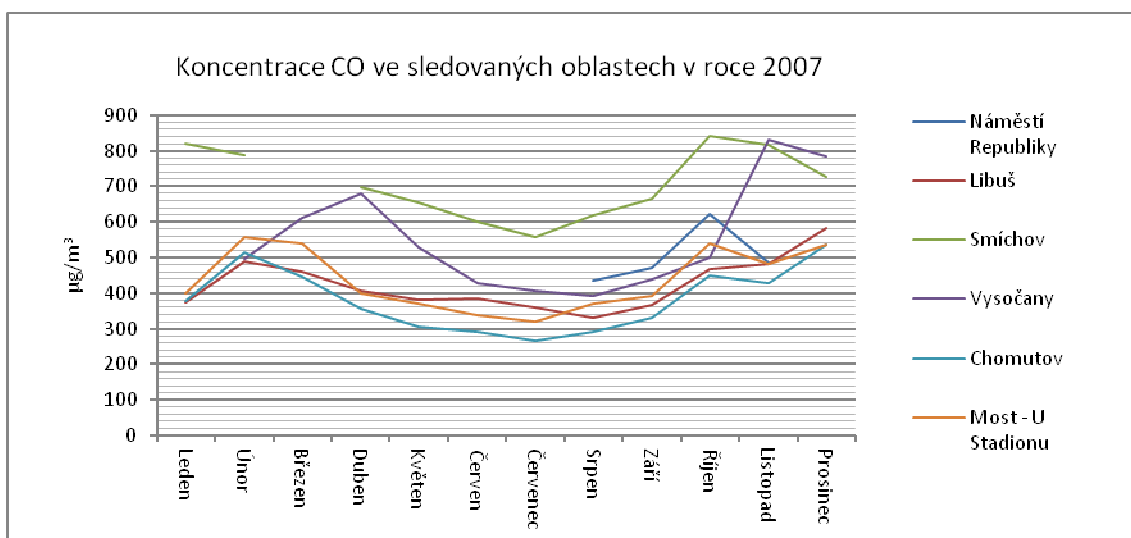
Graf č. 44 - Průměrné koncentrace přízemního ozónu v Praze a okresech Most a Chomutov v roce 2006



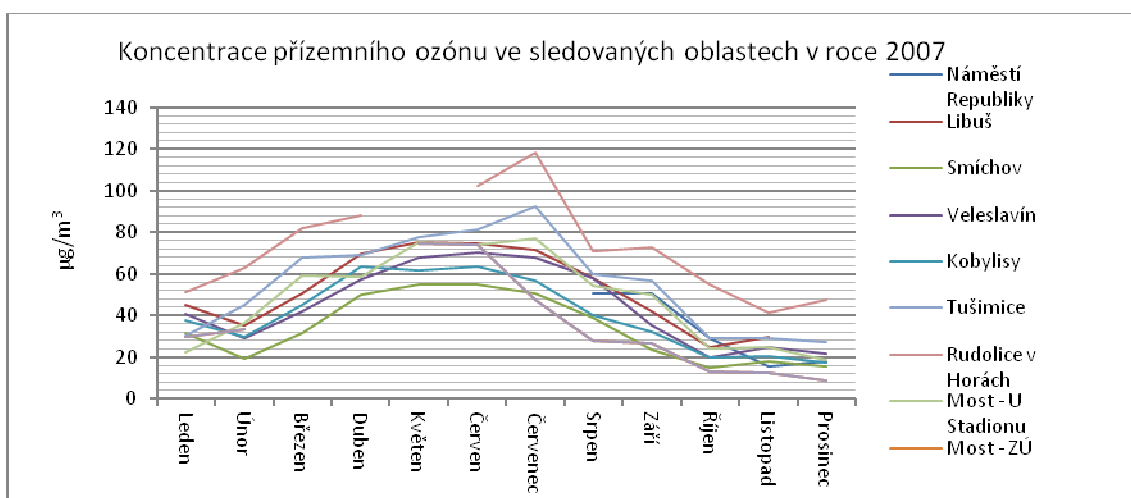
Graf č. 45 - Koncentrace PM₁₀ ve sledovaných oblastech v roce 2007



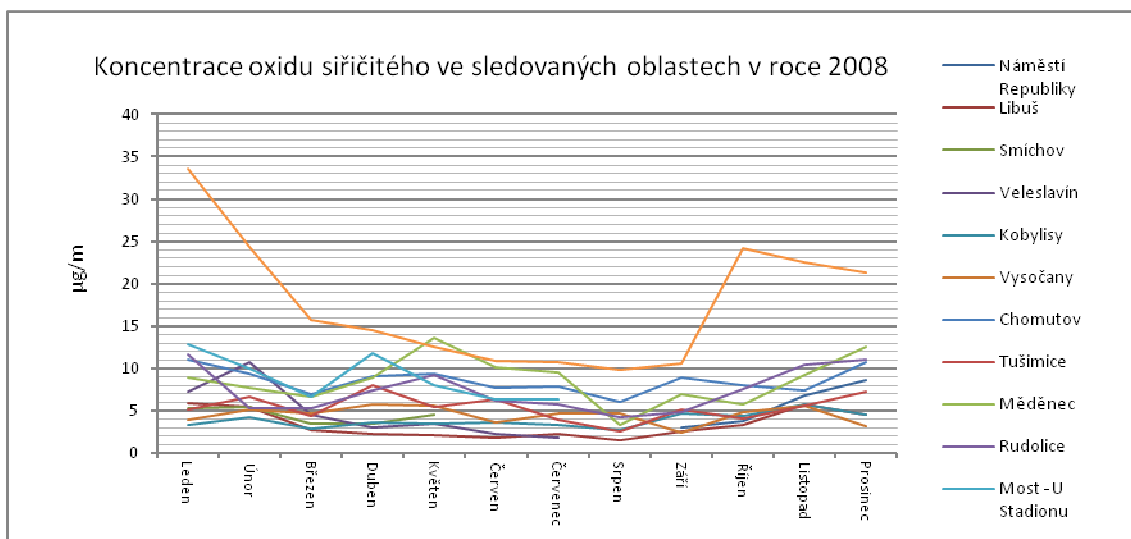
Graf č. 46 - Srovnání průměrných koncentrací PM₁₀ pro hl.m. Prahu a bývalé okresy Most a Chomutov v roce 2007



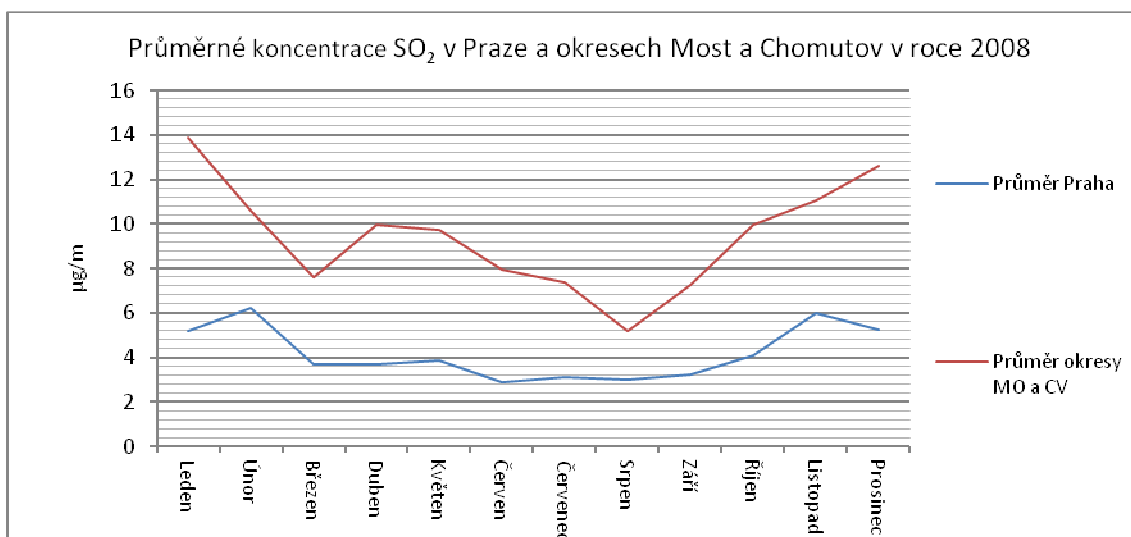
Graf č. 47 - Koncentrace CO ve sledovaných oblastech v roce 2007



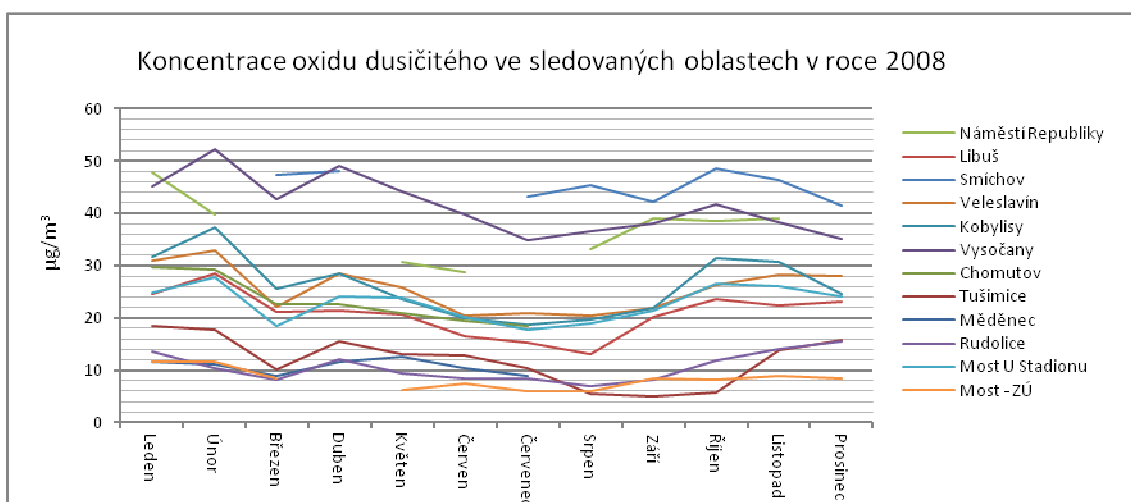
Graf č. 48 - Koncentrace přízemního ozónu ve sledovaných oblastech v roce 2007



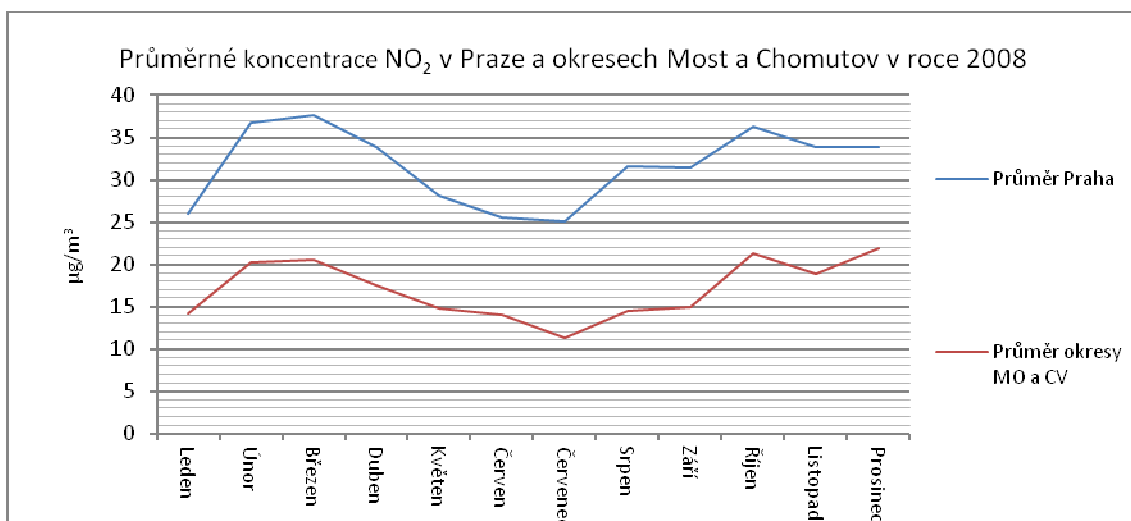
Graf č. 49 - Koncentrace oxidu siřičitého ve sledovaných oblastech v roce 2008



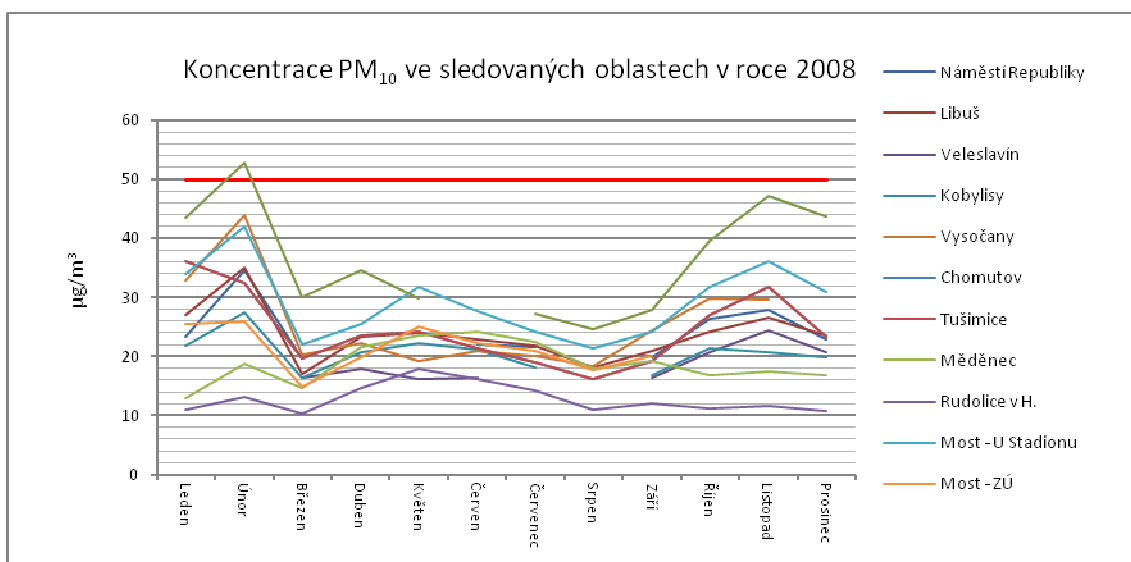
Graf č. 50 - Průměrné koncentrace SO₂ v Praze a okresech Most a Chomutov v roce 2008



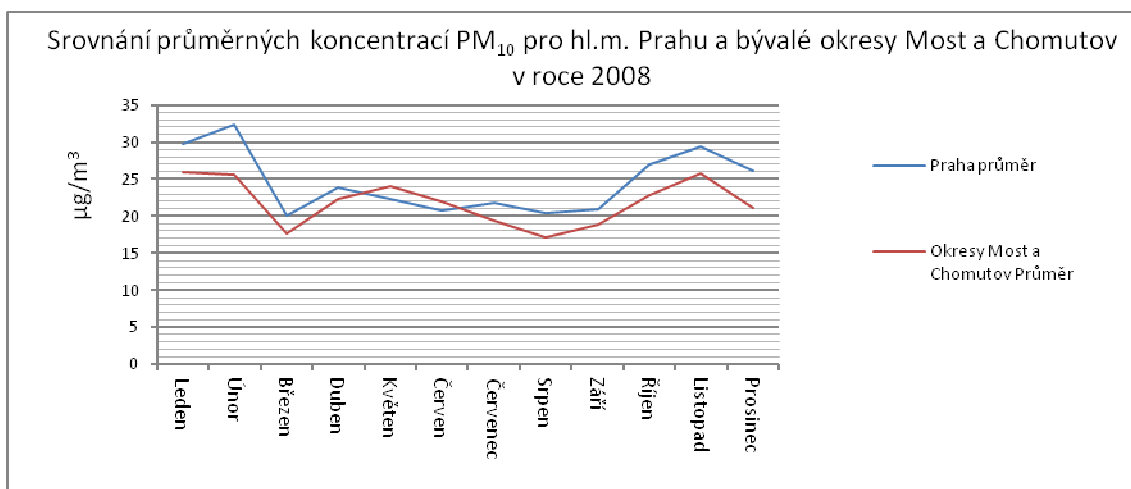
Graf č. 51 - Koncentrace oxidu dusičitého ve sledovaných oblastech v roce 2008



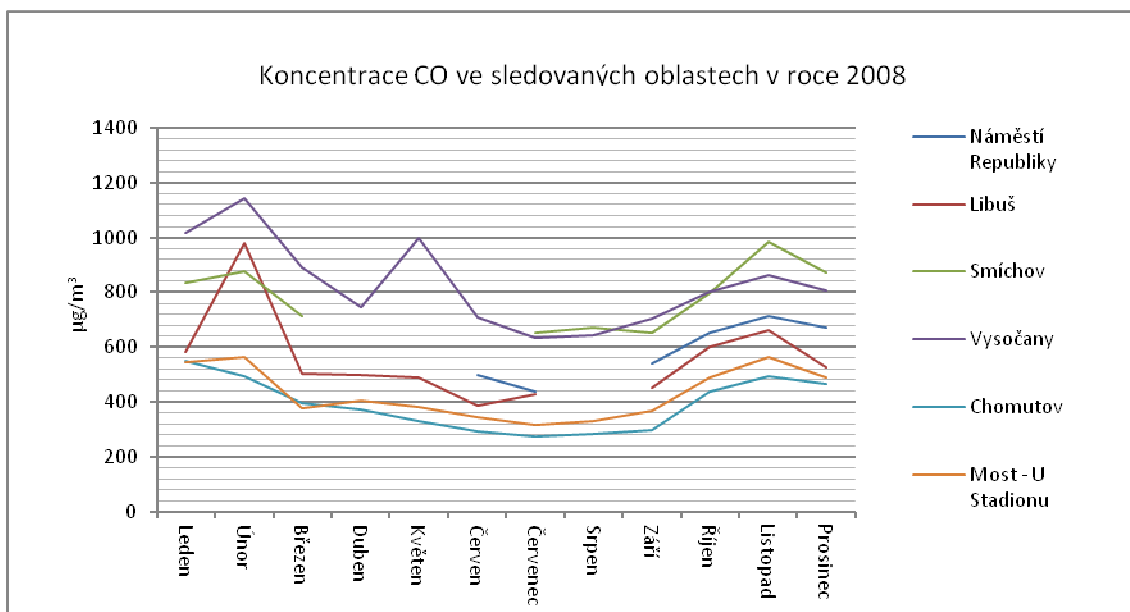
Graf č. 52 - Průměrné koncentrace NO₂ v Praze a okresech Most a Chomutov v roce 2008



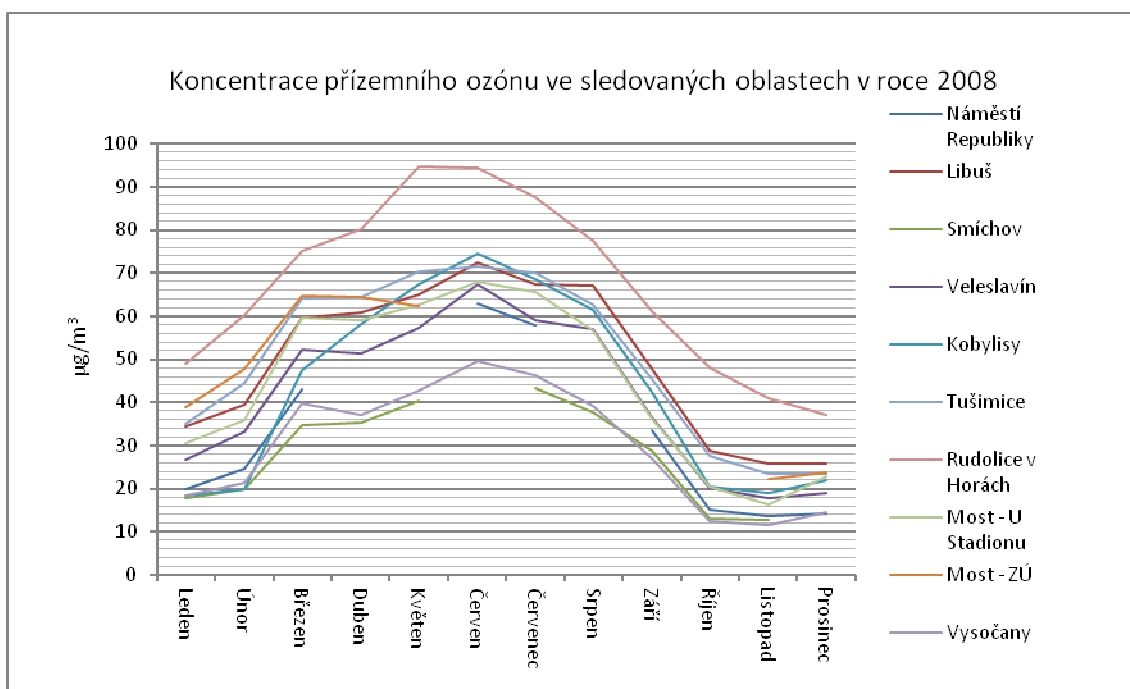
Graf č. 53 - Koncentrace PM₁₀ ve sledovaných oblastech v roce 2008



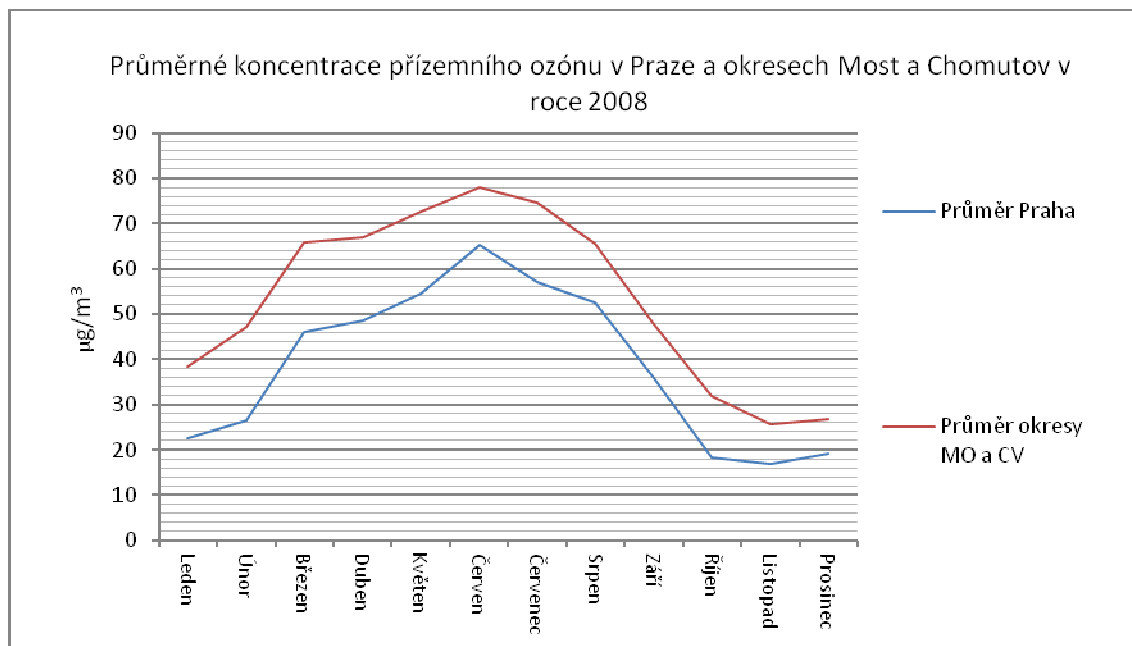
Graf č. 54 - Srovnání průměrných koncentrací PM₁₀ pro hl.m. Prahu a bývalé okresy Most a Chomutov v roce 2008



Graf č. 55 - Koncentrace CO ve sledovaných oblastech v roce 2008



Graf č. 56 - Koncentrace přízemního ozónu ve sledovaných oblastech v roce 2008



Graf č. 57 - Průměrné koncentrace přízemního ozónu v Praze a okresech Most a Chomutov v roce 2008