

Ochrana životního prostředí před působením kyselých depozic

MOJMÍR MACH, ALEXANDER GRÜNWARD, LUBOMÍR MACEK

Kyselé depozice začaly významně ovlivňovat životní prostředí naší planety zejména v posledních padesáti letech. Nejvíce se jejich negativní působení projevuje na lesních porostech, budovách, stavebních konstrukcích, zemědělských plochách a přírodních vodách. Škody způsobované kyselými depozicemi jsou značné. Tak např. v USA byly v roce 1984 odhadnuty na více než 5 miliard dolarů. Z toho na škody na stavbách a materiálu připadly 2 miliardy, na lesy 1,75 miliardy, na zemědělství 1 miliarda, vodní ekosystémy 0,25 miliardy a na zásobování pitnou vodou 0,1 miliardy dolarů (Delisle a spol., 1985).

Kyselé depozice ovlivňují negativně také viditelnost v atmosféře, a to jednak absorpcí světla částicemi rozptýlenými ve vzduchu, jednak tvorbou kyselých mlh, která podstatně zhoršuje leteckou navigaci. Prozatím se málo ví o vlivu kyselých depozic na lidské zdraví. Zdá se však, že jejich nepřímý vliv (vstup těžkých kovů do alimentárního řetězce) je významnější než vliv přímý (působení kyselých vod na pokožku). Jak bylo prokázáno, způsobuje zvýšený obsah SO_2 a NO_x v ovzduší mnohá onemocnění dýchacích cest (Delisle, 1985).

V celosvětovém měřítku je zhruba jedna polovina SO_2 emitovaného do ovzduší vulkanického původu, druhá polovina má původ antropogenní. Posuzuje-li se Evropa samostatně, vzrůstá podíl SO_2 antropogenního původu zhruba na 90 %. Zatímco distribuce SO_2 z vulkanických zdrojů je vzhledem k výnosu do velkých výšek v zemské atmosféře prakticky vyrovnaná, SO_2 antropogenního původu se koncentruje v oblastech s vysokou industrializací, a to zejména v Severní Americe a v Evropě (Schayer, 1985).

U emisí oxidu dusíku připadá přibližně 50 % na bakteriální rozklad. Větší část NO_x antropogenního původu vzniká při spalování různých paliv.

Na základě četných meteorologických pozorování a údajů o emisích (UNECE, 1985) bylo možno stanovit množství SO_2 produkova-

vané jednotlivými evropskými státy. Přitom část tohoto SO_2 se na území těchto států vrací a část je unášena na území zejména sousedních států. Tab. 1 ukazuje výsledky odpovídající r. 1982, v tab. 2 jsou uvedeny hodnoty odhadované pro r. 2002.

V tabulkách vystupují v horizontálním směru jednotlivé státy jako producenti SO_2 , přičemž ve spodním řádku se uvádí celkem emitované množství z jejich území. Ve směru vertikálním vystupují v tabulce jako příjemci a v posledním sloupci se uvádí celkové množství SO_2 , zasahující jejich území.

Pokusme se o interpretaci hodnot v tab. 1 na příkladu ČSFR. Celkově bylo r. 1982 emitováno z našeho území 3370 kt. \cdot r $^{-1}$, z čeho dopadlo zpět 1266 kt. \cdot r $^{-1}$, na území SRN 126 kt. \cdot r $^{-1}$, NDR 146 kt. \cdot r $^{-1}$, MR 120 kt. \cdot r $^{-1}$, PR 356 kt. \cdot r $^{-1}$, SSSR 496 kt. \cdot r $^{-1}$ a na ostatní území 768 kt. \cdot r $^{-1}$. Celkem na naše území dopadlo 2999 kt. \cdot r $^{-1}$, z toho 64 kt. \cdot r $^{-1}$ z Rakouska, 233 kt. \cdot r $^{-1}$ z SRN, 438 kt. \cdot r $^{-1}$ z NDR, 157 kt. \cdot r $^{-1}$ z MR, 170 kt. \cdot r $^{-1}$ z PR, 89 kt. \cdot r $^{-1}$ ze SSSR a 2407 kt. \cdot r $^{-1}$ z ostatních zemí.

Z uvedených hodnot je zřejmé, že problém znečištění ovzduší, a tím i vzniku kyselých depozic má mezinárodní charakter a jednotlivé státy jej nemohou řešit odděleně. Totéž platí o opatřeních, zaměřených na omezení emisí oxidů síry a dusíku do atmosféry (např. závazek ČSFR v EHK na snížení emisí SO_2 do r. 1993



o 30 % proti úrovni r. 1980). Přesto se však počítá v mnoha zemích pro r. 2002 s přírůstkem emisí a depozic SO₂ o přibližně 30 % proti r. 1982.

Při omezování vlivu kyselých depozic na životní prostředí se uplatňují mnohá opatření. Zejména:

1. omezování emisí kyselých prekurzorů,
2. neutralizace kyselých složek depozic,
3. protikorozní opatření,
4. protierozní opatření,
5. osvětová činnost.

1. Nejdůležitějším a neúčinnějším opatřením, kterým lze podstatně omezit tvorbu kyselých depozic, je přechod na paliva s nízkým obsahem síry, příp. paliva odsiřená. Emisím síry do ovzduší lze zabránit také odsiřováním spalin. Zatímco širšímu využívání způsobu odsiřování paliv brání ekonomické důvody, lze při odsiřování spalin použít některý z mnoha suchých, mokrých, katalytických i adsorpčních způsobů.

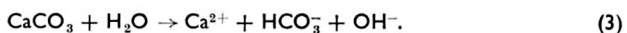
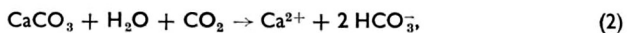
Používáním paliv s nízkým obsahem síry lze snížit obsah SO₂ emitovaného do ovzduší, problémy s tvorbou oxidů dusíku však zůstávají. Emise NO_x lze snížit zásahy přímo v samotném spalovacím procesu (spalování při snížené teplotě, recirkulace spalin atd.), katalytickými postupy s oxidací NO_x na N₂ ve spalinách, adsorpčními způsoby, příp. kyselou nebo alkalickou absorpcí oxidu dusíku ve spalinách.

Jiným řešením, zaměřeným na snížení vlivu kyselých depozic na životní prostředí, je stavba vysokých komínů, které umožňují rozptýlit emise na větší ploše a tím lépe využít tlumivou kapacitu prostředí.

2. Neutralizace kyselých depozic je metoda velmi stará, v současné době se však stále více používá. Nejčastěji používanými neutralizačními činidly jsou vápenec, oxid vápenatý, hydroxid vápenatý a dolomit. Kromě toho se používají i jiné bázecké materiály, včetně průmyslových odpadů, jako např. úlet z cementáren, popílek z vysokých pecí atd.

Optimální velikost částic vápence je 0,1–0,2 mm. Přitom při půdní aplikaci se z vápence rozpouští ročně přibližně 1–2 % (Hultberg, 1983).

Rozpouštění vápence v kyselém vodním prostředí probíhá podle reakcí:



Zatímco v přírodních vodách převládá při pH < 5,5 rozpouštění podle rovnice 1, při vyšším obsahu CO₂ podle rovnice 2. Přímé rozpouštění vápence vodou vyjadřuje rovnice 3.

Aplikace vápence do povrchových vod je neúčinnější tehdy, rozpustí-li se 50 až 70 % použité dávky v průběhu 3 až 7 let. Během prvního roku se ve vodě rozpustí ca 30 až 50 % aplikovaného vápence (Hultberg, 1983). Nevýhodou půdní aplikace je vysoká potřeba vápence, 50- až 100-násobně vyšší než při neutralizaci

Tab. 1. Emise a depozice v roce 1982 (kt. r⁻¹)

Přijem	Emise SO ₂								Celkem
	Rakousko	ČSFR	SRN	NDR	MR	PR	SSSR	Ostatní	
Rakousko	15,1	92	66	54	33	23	—	271	690
ČSFR	64	1266	223	438	157	170	89	2407	2999
SRN	23	126	1160	265	14	32	18	836	2474
NDR	—	146	176	1117	10	41	18	212	1720
MR	25	120	27	40	448	37	24	202	923
PR	20	356	165	478	99	1012	215	480	2825
SSSR	41	496	393	636	367	691	22674	2255	27553
Ostatní	106	768	1300	972	592	494	2462	17653	26162
Celkem	430	3370	3510	4000	1720	2500	25500	24316	65346

Tab. 2. Emise a depozice odhadované na rok 2002 (kt. r⁻¹)

Přijem	Emise SO ₂								Celkem
	Rakousko	ČSFR	SRN	NDR	MR	PR	SSSR	Ostatní	
Rakousko	253	114	74	59	42	28	—	302	872
ČSFR	107	1570	250	482	198	209	121	667	3604
SRN	39	156	1299	291	18	39	24	844	2710
NDR	—	181	197	1229	13	50	24	219	1913
MR	42	149	30	44	565	45	33	287	1195
PR	33	442	185	526	125	1243	292	551	3397
SSSR	69	615	440	700	463	849	30766	3247	37149
Ostatní	177	953	1455	1069	746	607	3340	25649	33996
Celkem	720	4180	3930	4400	2170	3070	34600	31766	84836

povrchových vod. Výhodou je naproti tomu eliminace krátkodobého negativního působení kyselých depozic na vodu (nízký pH, vysoký obsah Al atd.).

Při aplikaci neutralizačních činidel se nejčastěji používá letecké práškování. U vodních nádrží se činidla dávkuje z člunů, pontonů, příp. z nákladních vozů, vede-li komunikace podél břehu nádrže. V USA, Kanadě a Švédsku byly v minulosti na tocích budovány hráze z kusového vápence, dosahovaný efekt však byl v důsledku inaktivace povrchu vápence nízký. Ve Švédsku, kde došlo vlivem kyselých depozic k acidifikaci více než 4000 jezer, je vápnění spojeno s ročními náklady ve výši kolem 20 milionů dolarů (Delisle, 1985).

Změny, ke kterým dochází u přírodních vod v důsledku neutralizace, jsou charakteru jak krátkodobého, tak dlouhodobého.

Krátkodobé působení přináší okamžitý vzestup pH, kyselinové neutralizační kapacity a obsahu vápníku. Současně klesá obsah hliníku, kadmia a dalších toxických kovů. K okamžitým změnám v obsahu fosforečnanů prakticky nedochází. Zlepšuje se průhlednost vody jako důsledek srážení a sedimentace huminových látek, tento efekt však nemusí být žádoucí. Vypadávání sraženiny může působit u těchto vod negativně na vodní organismy i sportovní rybářství (Hultberg, 1983).

V průběhu dlouhodobého působení lze pozorovat u nádrží po neutralizaci opět postupný pokles pH, kyselinové neutralizační kapacity i obsahu vápníku. Důvodem je zředování vody, a také vstup dalších kyselých depozic přímo do nádrže i jejího povodí. Tento dlouhodobý proces se značně liší od případu k případu. V nádržích s dobou zdržení delší dvou let může pozitivní efekt vápnění přetrvávat 5 až 10 let, než je zapotřebí další neutralizace.

U jezer s krátkou dobou zdržení, právě tak jako u toků, má vápnění jen krátkodobý účinek. Proto je nutné jeho periodické opakování nebo kontinuální dávkování neutralizačního činidla.

Důsledky neutralizace vod sloučeninami vápníku však nejsou jen pozitivní. Postupně klesá obsah fosforečnanů, což má nepříznivý vliv na produkci řas a vodních rostlin. Proto se musí v některých případech do vod po neutralizaci dodávat (dávkovat) fosforečnany.

U tekoucích vod může vápnění vyvolávat problémy s toxicitou hliníku u ryb. K jejich úhynu může docházet v důsledku intenzivnějších splachů z půdy, kdy se mísí voda s vyšším obsahem hliníku s vodou po neutralizaci. K tomuto jevu dochází v obdobích s nižší teplotou, při které je tvorba hydroxidu hlinitého pomalá. To je také obvyklý problém chovných stanic, situovaných v acidifikovaných oblastech. K úhynu rybiho plůdku dochází i tehdy, když se násada vypouští do vod příliš brzy po jejich neutralizaci.

Celkově je však možno konstatovat, že vyloučí-li se vliv hliníku, je efekt vápnění na ryby pozitivní.

3. Protikorozní opatření zahrnují řadu způsobů lišících se podle toho, o ochranu jakých materiálů se jedná. Zatímco u stavebních materiálů (maltoviny, beton) jde převážně o korozi v důsledku chemických procesů, na korozi kovových konstrukcí se podílejí jak procesy chemické, tak elektrochemické.

Korozivní působení vody na stavební materiály lze eliminovat např. zvýšením jejího pH, zvláštní úpravou povrchu, izolačními nátěry, obklady nebo přípravou odolnějších betonů použitím vhodných cementů.

K ochraně kovových konstrukcí, potrubí, armatur atd. se kromě vhodné volby materiálu a úpravy korozního prostředí používá katodická nebo anodická elektrochemická ochrana, inhibitory koroze, ochranné povlaky, nátěry atd.

4. Jedním z důsledků kyselých depozic na vegetaci je velkoplošné odumírání lesů. Uvádí se že imisemi je dnes zasaženo již 1346 milionů hektarů, tj. 57 % lesů v ČR. Těžba v takovýchto lesích se provádí urychleně za použití většinou těžkých mechanismů, které narušují terén a podporují erozi. Zvýšené erozi podléhají také odlesněné plochy.

K ochraně půdního fondu před zvýšenou erozí vlivem kyselých

lých depozic se provádí řada opatření, které lze zhruba rozdělit do tří skupin:

- a) organizační opatření (způsoby využívání půdy),
- b) biologická opatření (výsadba, vegetační pásy, složení osevních postupů atd.),
- c) technická opatření (příkopy, průlehy, hrázkování, terasování, protierozní nádrže, hrazení bystřin a strží atd.).

5. Osvěta hraje v celkové strategii ochrany životního prostředí před kyselými depozicemi důležitou roli. Tak např. pomáhá předcházet ohrožení zdraví obyvatelstva z konzumace acidifikovaných vod, umožňuje mobilizovat rezervy v činnosti vodohospodářských orgánů při zajišťování hygienické nezávadnosti pitných vod, podporuje zájem o výsadbu stromů a keřů v postižených oblastech atd. Právě v osvětě zaměřené na ochranu životního prostředí před vlivy kyselých depozic jsou ještě značné rezervy.

* * *

Omezování vlivu kyselých depozic na životní prostředí je časově i finančně náročný proces. Jak je z uvedeného přehledu zřejmé, může být úspěšný jen při vzájemné kombinaci způsobů a při jejich optimálním výběru. Především je však nutno všemi prostředky usilovat o omezení emisí sirných a dusíkatých sloučenin do ovzduší a v mezinárodním měřítku aplikovat program boje proti acidifikaci životního prostředí.

Literatura:

- Delisle, C. E., Roy-Arcand, L., Bouchard, M. A., 1985: Effects des précipitations acides sur les divers écosystèmes: synthèse bibliographique. CINEP Ecole Polytechnique, Bibliothèque nat. de Québec.
- Hultberg, H., 1983: Liming of acid-stressed ecosystems: Induced chemical and biological effects. VDI — Berichte, No 500, p. 409—500.
- Schayer, G., 1985: Pluies acides, aspects météorologiques et tendances. Parasitica, 41, 3, p. 93—103.
- 1983: UNECE, EMEP Programme Report.