

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE, PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA

Ústav hydrogeologie, inženýrské geologie a užité geofyziky



Vliv lesa na jakost podzemních vod v horských oblastech

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Jakub Šindelář

Vedoucí: Doc. RNDr. Zbyněk Hrkal, CSc.

Praha, červenec 2007

HYDROGEOLOGIE
PODzemní vody
ACIDIFIKACE
ATMOSFÉRICKÁ DEPOZICE
LES
JAKOST PODzemníCH VOD

Děkuji vedoucímu práce, doc. RNDr. Zbyňku Hrkalovi, CSc., za pomoc a rady během přípravy bakalářské práce a za zapůjčené materiály. Také děkuji doc. RNDr. Ivanu Bičíkovi, CSc. za ochotu během konzultací.

Obsah

OBSAH	3
1. ÚVOD	4
2. METODIKA PRÁCE	5
3. CHARAKTERISTIKA PROCESU OKYSELOVÁNÍ A JEHO MECHANISMUS	6
3.1. TEORETICKÝ ZÁKLAD PROCESU ACIDIFIKACE	6
3.1.1. <i>Míra půdní acidifikace</i>	6
3.1.2. <i>Příklady acidifikujících reakcí</i>	9
3.1.3. <i>Příklady alkalizujících reakcí</i>	9
3.2. PŘIROZENÁ A ANTROPOGENNÍ (PRŮmyslová) ACIDIFIKACE	10
3.3. POPIS MECHANISMU USAZOVÁNÍ SUCHÉ DEPOZICE	12
4. HISTORIE ACIDIFIKACE VE SVĚTĚ A OBECNÉ ZÁKONITOSTI DISTRIBUCE	14
4.1. VÝVOJ V EVROPĚ	14
4.2. VÝVOJ V SEVERNÍ AMERICE	15
4.3. VÝVOJ V ASII, AFRICE, JIŽNÍ AMERICE A AUSTRÁLII	15
5. HISTORIE ACIDIFIKACE NA ÚZEMÍ ČR A VE STŘEDNÍ EVROPĚ	17
6. METODIKA VÝzkumu MALÝCH POVODÍ	19
6.1. ZÁKLADNÍ KONCEPT MALÝCH POVODÍ	19
6.2. SLEDOVÁNÍ CHEMISMU POVRCHOVÝCH TOKŮ	20
6.3. METODY MĚŘENÍ RYCHLOSTI USAZOVÁNÍ SUCHÉ ATMOSFÉRICKÉ DEPOZICE	20
6.4. METODY MĚŘENÍ VSTUPŮ LÁTEK Z MOKRÉ ATMOSFÉRICKÉ DEPOZICE	21
6.5. METODY MĚŘENÍ VSTUPŮ LÁTEK Z HORIZONTÁLNÍCH SRÁŽEK	22
7. ÚLOHA LESA V PROCESU ACIDIFIKACE A JEHO VLIV NA HYDROLOGICKÝ CYKLUS – TEORIE	23
7.1. HYDROLOGICKÁ BILANCE LESNÍHO POROSTU A HOLÉ SEČE	23
7.2. VLIV LESA NA CHEMISMUS PODZEMNÍCH VOD	24
8. DOSAVADNÍ POZNATKY	27
9. ZÁVĚR	29
POUŽITÉ PODKLADY	30

1. Úvod

Okyselování přírodního prostředí je považováno za jeden z prvních environmentálních problémů, které nabyla mezinárodního rozměru a stále patří mezi největší dopady činnosti člověka na Zemi. Tento proces výrazně ovlivňuje jak geochemické procesy probíhající na zemském povrchu a v půdě, tak i rozšíření společenstev fauny a flóry v dotčených oblastech. Předkládaná bakalářská práce si klade za cíl provést rešerši literatury zabývající se acidifikací těch složek přírodního prostředí, které se významně podílejí na tvorbě jakosti podzemních vod. Klíčovou otázkou této práce je vzájemný vztah výskytu lesa, jeho druhové skladby a kvality podzemních vod – zda je současný stav horských lesních ekosystémů důsledkem acidifikace, nebo naopak příčinou dalšího okyselování půd a podzemních vod.

V úvodních kapitolách se zabývám charakteristikou procesu okyselování prostředí, stručným shrnutím historie acidifikace na území České republiky i ve světě a metodikou výzkumu malých povodí. Hlavní částí jsou pak kapitoly shrnující dosavadní poznatky o úloze lesa při tvorbě jakosti podzemních vod.

2. Metodika práce

Metodika bakalářské práce vychází z jejího kompilačního charakteru. Při sestavování bylo využito knižních zdrojů a článků, které se zabývají problémem kyselých dešťů z pohledu geochemického i z pohledu lesního hospodářství. Starší knižní zdroje ze 70. a 80. let 20. století jsem využil k nastudování mechanismů a teorie okyselování prostředí, internetové nebo tištěné odborné články sloužily jako zdroj informací o výskytu kyselé atmosférické depozice a jejího spadu. Protože dosud nebyly provedeny výzkumy zabývající se lesem jako příčinou acidifikace vod, nejsou v této práci uvedena žádná data, která by mohla poskytnout jasný závěr v této otázce. Využil jsem proto údaje, které se problému dotýkají okrajově nebo hodnotí naopak dopady kyselé depozice na les, ale mohou pomoci při realizaci projektu zmíněném v závěrečné kapitole (Hrkal 2007). Tento projekt v budoucnu navrhne metody, kterými je možné hodnotit vliv lesa na kvalitu vod v malém povodí.

Rozvoj průmyslu ve světě v posledních letech a jeho vliv na acidifikaci jsem osobně konzultoval na Katedře sociální geografie a regionálního rozvoje PřF UK.

3. Charakteristika procesu okyselování a jeho mechanismus

Proces acidifikace zahrnuje zvýšení kyselé reakce vody a další kvalitativní změny, které jsou úzce spojeny s přísunem vodíkových iontů. Mezi ně patří pokles alaklity (množství rozpouštěných iontů HCO_3^-), zvýšení koncentrace především Ca^{2+} a Mg^{2+} , příp. Al^{3+} . Tyto jevy mají významné důsledky na zvětrávání podložních hornin, změnu složení půd a jakosti podzemních vod. V této práci je věnována pozornost především vodám podzemním, proces okyselování však postihuje také povrchové vody a půdu, která je s povrchovou i podzemní vodou v bezprostředním kontaktu.

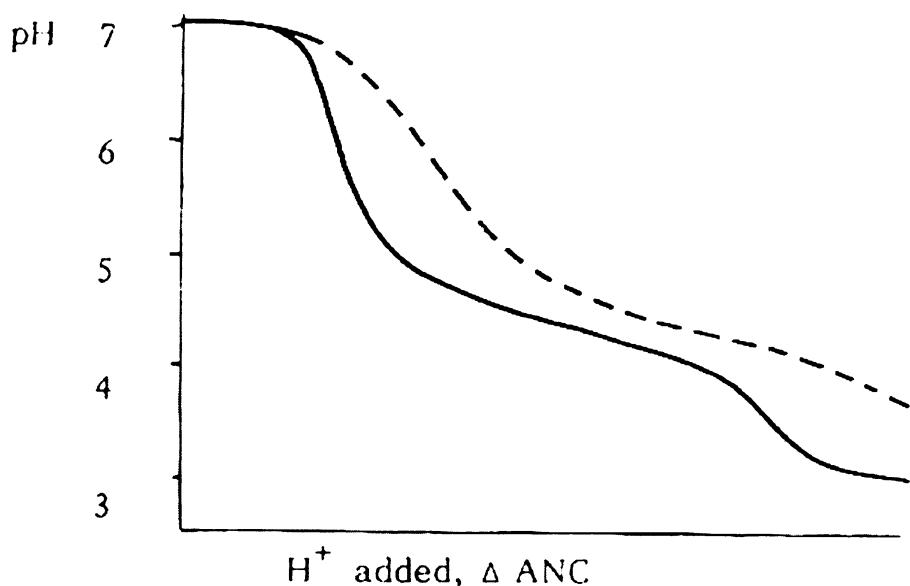
Vzhledem tomu, že velká většina změn v jakosti podzemní vody (tj. půdní vody, kapilární vody a gravitační podzemní vody) probíhá v půdním profilu, budou v této práci někdy popisovány procesy změn kvality vody z hlediska látkových změn v půdě. Vždy se jedná o procesy založené na interakci vody (a látek v ní přítomných) s půdou a jejími organickými a anorganickými složkami.

3.1. Teoretický základ procesu acidifikace

3.1.1. Míra půdní acidifikace (Van Breemen 1992)

Acidifikace je charakterizována titrační křivkou, která je zobrazením vzájemné závislosti faktorů kapacity acidifikace a faktorů intenzity acidifikace. Faktorem kapacity je zpravidla množství silné kyseliny jako titračního činidla a je vynášen na horizontální osu a faktorem intenzity, který je vynášen na vertikální osu, je obvykle výsledné pH půdy.

Teoretická titrační křivka vápenato-jílovité půdy ilustruje dva podstatné rysy půdní acidifikace: pufrační schopnost půdy se zvyšuje při pH okolo 7 (neutralizace rozpouštěním kalcitu) a také mezi pH 5 a 4 (neutralizace prostřednictvím Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ a K^+ ze silikátů). Druhým rysem je skutečnost, že rychlý příslun vodíkových iontů snižuje pH více než pomalý příslun H^+ . Tento kinetický efekt je způsoben malou rychlosťí pufračních reakcí, jako je např. zvětrávání silikátů, při kterém jsou uvolňovány bazické kationty (znázorněno v grafu).



Graf: teoretická titrační křivka vápenaté půdy. Plná čára znázorňuje pokles pH při rychlém přísnutí vodíkových iontů, čárkovaná při pomalém přísnutí (Van Breemen 1992).

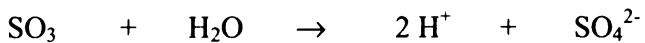
V případě půd není možné měřit množství vstupujících vodíkových iontů. Proto se jako faktor intenzity acidifikace používá kyselinová neutralizační kapacita (acidita) místo množství vstupujících H^+ . Acidita je definována jako množství silné kyseliny, které se do půdy musí přidat, aby bylo dosaženo určité hodnoty pH. Celková kyselinová neutralizační kapacita půdy (KNK(S)) je vyjádřena jako součet neutralizační kapacity půdních roztoků, KNK(aq), a neutralizační kapacity pevné minerální fáze, KNK(s):

$$(1) \quad KNK(S) = KNK(aq) + KNK(s)$$

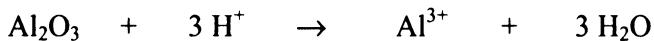
Na hodnotě pH závisí také to, které komponenty (a jejich kationty) považujeme za bazické. Pokud titrujeme do pH = 5, schopnost přijímat proton mají komponenty CaO, MgO, K₂O, Na₂O, FeO a NH₃. Mechanismus je znázorněn na příkladu těchto reakcí:



Kyselými komponentami jsou SO₃, P₂O₅, N₂O₅ a HCl:



Při $\text{pH} = 3$ je nutné započítat mezi bazické komponenty také Al_2O_3 , jehož rozpustnost je v takto kyselém prostředí již významná:



Další půdní komponenty jsou slabě kyselé (SiO_2 , CO_2 , H_2O , H_2S) nebo slabě bazické (Fe_2O_3). Jejich schopnost uvolňovat nebo přijímat proton není při referenčních hodnotách $\text{pH} = 5$ a $\text{pH} = 3$ v celkové KNK významná. Hodnota neutralizační kapacity pevné fáze při $\text{pH} = 5$ je dána vztahem

$$(2) \quad \text{KNK(s, pH 5)} = 2 n(\text{CaO}) + 2 n(\text{MgO}) + 2 n(\text{K}_2\text{O}) + 2 n(\text{Na}_2\text{O}) + 2 n(\text{FeO}) + n(\text{NH}_3) - 2 n(\text{SO}_3) - 2 n(\text{P}_2\text{O}_5) - n(\text{HCl}) - 2 n(\text{N}_2\text{O}_5),$$

kde n vyjadřuje látkové množství dané komponenty. Komponenty v této rovnici se mohou vyskytovat v krystalické, amorfni nebo sorbované formě. Pokud zanedbáme stopové prvky, složení všech půdních minerálů lze vyjádřit z dosud uvedených komponent. Oxid dusičný se velmi snadno rozpouští a ve všech půdách může být jako pevná fáze zanedbatelný, s výjimkou půd v aridních oblastech.

Kyselinovou neutralizační kapacitu roztoku (KNK(aq)) můžeme vyjádřit ze stejných komponent jako KNK(s), většinou se však vyjadřuje z množství karbonátových a hydrogenkarbonátových aniontů, organických aniontů (A^-) a volných vodíkových iontů:

$$(3) \quad \text{KNK(aq, pH 5)} = n(\text{HCO}_3^-) + 2 n(\text{CO}_3^{2-}) + n(\text{OH}^-) + n(\text{A}^-) - n(\text{H}^+)$$

Půdní acidifikaci můžeme definovat jako celkovou kyselinovou neutralizační kapacitu půdy pomocí úbytku nebo vstupu komponent v rovnicích (2) a (3):

$$\text{půdní acidifikace} = -\Delta \text{KNK (S, pH 5)}$$

Zvýšení kyselé reakce vody je způsobeno přísunem látek, které jsou schopny poskytnout vodíkové ionty a zvyšovat tak ve vodách jejich koncentraci, a které zároveň

reagují s bazickými kationty z půdy a horninového podloží (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+). Ve formě roztoku jsou tyto kationty vyplavovány z míst, kde byly původně s vodou v rovnováze. Látky způsobující acidifikaci mohou být přírodního i antropogenního původu.

3.1.2. Příklady acidifikujících reakcí (Van Breemen 1992)

oxidace sloučenin síry



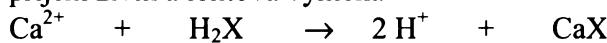
disociace organických kyselin



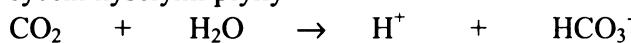
nitrifikace



příjem živin a iontová výměna



sycení kyselými plyny



hydrolýza



3.1.3. Příklady alkalizujících reakcí

(Van Breemen 1992)

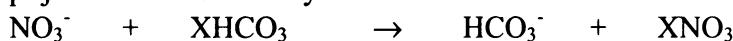
zvětrávání



denitrifikace



příjem živin a iontová výměna



V horninovém prostředí vedou tyto reakce ke zvětrávání, výměnným iontovým reakcím a snižování kyselosti podzemních vod. Neutralizační schopnost půd nebo horninového podloží závisí na jeho minerálním složení, zvláště na obsahu karbonátů a jílových minerálů, množství přítomné organické hmoty a také na době zdržení prosakující vody. Při nedostatku nebo absenci karbonátů v půdě a podloží přebírají neutralizační funkci aluminosilikáty, např. živce (Van Breemen 1992). Karbonátové horniny a horniny

s karbonátovým tmelem mají největší pufrační schopnosti a běžně neutralizují i velmi kyselé podzemní vody. Intermediální a bazické magmatity, jílovité sedimenty, metabazity, metapelity a nečisté karbonátové metamorphy mají středně silné pufrační schopnosti. Nejnižší pufrační schopnosti mají kyselé magamtické horniny, metamorphy s vysokým obsahem SiO₂ a písčité sedimenty (Allen-Chapman 2001).

3.2. Přirozená a antropogenní (průmyslová) acidifikace

Přirozená acidifikace je dlouhodobý proces, který závisí jednak na klimatických a paleoklimatických podmínkách v dané oblasti, jednak na typu a stáří geologického podloží a jeho půdním a rostlinném pokryvu.

Většina horských lesů v České republice se vyskytuje na živinami chudém substrátu, který se tvořil od posledního zalednění před 10 000 lety na kyselých horninách, jako jsou ortoruly, pararuly, granity až granodiority, fylity a svory. Toto horninové podloží primárně definuje nízký obsah bazických kationtů a hydrogenuhličitanů v půdě a v podzemních vodách.

Přirozená acidifikace je důsledkem tvorby organických kyselin, ke které dochází v lesních půdách při rozkladu organické hmoty, zejména při tvorbě povrchového humusu. Vznikající organické kyseliny na sebe poutají bazické kationty (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺), které jsou v půdách velmi mobilní a aktivně se účastní procesu neutralizace organických kyselin. Vzniklé sloučeniny – soli organických kyselin – jsou v podmínkách přebytku srážek spolu s hydrogenuhličitanem vyplavovány z půdy, a tím dochází k jejímu okyselování.

Následující popsané procesy jsou zařazeny k přirozené acidifikaci, spíše jsou však výsledkem přírodních pochodů v kombinaci s vlivem člověka. Vedle slabých organických kyselin je organická hmota také potenciálním zdrojem silné kyseliny dusičné, která může vznikat nitrifikací mineralizovaného organického dusíku (tj. oxidací na dusičnany). Acidifikace způsobená vymýváním kationtů ve formě dusičnanů může probíhat v podmínkách, kde nároky rostlin jsou nižší než přísun dusičnanů. V případě lesních ekosystémů, které se nacházejí pod vlivem zvýšené depozice dusíkatých látek, nastává tento jev velmi často (Van Breemen 1992, Binkley et al. 1989).

Další příčinou přirozené acidifikace je asimilace minerálů biotou. Rostliny odebírají z půdy více bazických než kyselých iontů. K acidifikaci tedy dochází jen tehdy, když se v ekosystému zvyšuje zásoba biomasy. V přírodních podmínkách je tato nerovnováha vyrovnaná při rozpadu a mineralizaci organické hmoty, kdy jsou bazické kationty uvolňovány

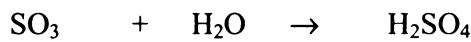
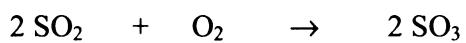
zpět do půdy. Ve stabilizovaných podmírkách tak růst rostlin není zdrojem acidifikace. Pokud je však vytvořená biomasa z ekosystému odstraněna, nemůže dojít k uzavření cyklu vyrovnaného látkového toku. (Van Breemen 1992, Binkley et al. 1989, Moravčík-Cienciala 2005).

Porter (1981) na příkladu australských půd uvádí zásadní roli času, po který je půda a horninové podloží vystaveno přirozené acidifikaci. Bazické kationty z podloží po určitou dobu plní funkci pufru, který neutralizuje přísun organických kyselin do půdy. Vzhledem k relativně vysokému stáří většiny autralských půd je však dlouhodobé působení okyselování příčinou postupného vyplavení bazických kationtů ve formě solí. V důsledku toho dochází ke snížení neutralizační kapacity půd.

Dvě hlavní příčiny kyselé atmosférické depozice, která je způsobena lidskou činností, jsou emise oxidu siřičitého a oxidů dusíku. Podle fáze, v jaké se kyselinotvorné látky vyskytují v atmosféře, se kyselá atmosférická depozice se rozděluje na tzv. mokrou a suchou. Mokrá depozice zahrnuje látky rozpuštěné ve srážkové vodě – v této formě jde o komponenty kapalné fáze. Jako suchá depozice jsou označovány pevné částice nebo plyny v atmosféře, které nejsou rozpuštěné ve vodě a tvoří samostatnou fázi.

SO_2 vzniká zejména spalováním hnědého uhlí s vyšším obsahem síry. Oxidy dusíku, označované jako NO_x , jsou zákonem č. 86/2002 Sb., o ochraně ovzduší, definovány jako anorganické kyslíkaté sloučeniny dusíku vyjádřené jako oxid dusičitý. Emise oxidů dusíku pocházejí hlavně z vysokoteplotního spalování v automobilových motorech. SO_2 a NO_x v atmosféře a na povrchu vegetace oxidují za vzniku kyseliny sírové a kyseliny dusičné.

Mechanismy vzniku anorganických kyselin průmyslového původu v atmosféře:



Vzniklé kyseliny dále disociují za vzniku síranů, resp. dusičnanů a uvolnění vodíkových iontů do prostředí. Dochází tak ke snížení pH povrchových i podzemních vod.





V zemědělských oblastech jsou zdrojem dusičnanů také dusíkatá hnojiva a amoniakální dusík z živočišné výroby.

3.3. Popis mechanismu usazování suché depozice

(Závodský 1985)

Ve srovnání se spadem látek rozpuštěných ve srážkách je suché usazování podstatně pomalejší proces, který však na rozdíl od srážek probíhá neustále. Suchá kyselá atmosférická depozice jsou pevné nebo plynné částice rozptýlené v atmosféře, které kysele reagují s vodou. Tyto částice jsou zachytávány na povrchu rostlin i dalších objektů a srážkami jsou splachovány k zemi, kde infiltrují do půdy nebo se dostávají do vodních toků.

Hlavním mechanismem přenosu plynů a malých pevných částic k povrchu je turbulentní difúze (transport a rozptyl vlivem činnosti větru), u velkých částic je významná i sedimentace. Míra turbulentní difúze závisí na rychlosti proudění a teplotním zvrstvení atmosféry. Vlastní záchyt se uskutečňuje v tenké vrstvě (slabší než 1 mm), v níž je proudění laminární a řídicími silami zachytávání jsou síly adhezní. Záchyt na povrchu zprostředkovává řada mechanismů: sorpce plynů i částic na různých druzích povrchů, záchyt přes průduchy rostlin, chemické reakce s vodou a dalšími látkami povrchu, impakce apod.

Pro proces suché depozice jsou významné tři druhy faktorů: faktory meteorologické, vlastnosti látek atmosférické depozice a vlastnosti povrchu.

Nejvýznamnějším meteorologickým faktorem je zmíněná turbulentní difúze.

Do druhé skupiny faktorů patří chemické a fyzikální vlastnosti látek. U plynů především chemická reaktivita, molekulární difuzivita a rozpustnost. U pevných látek je to hlavně tvar a rozměr částic, chemické vlastnosti, rozpustnost, elektrický náboj a hygroskopičnost (navlhavost, schopnost látky adhezivně vázat vodu).

Mezi vlastnosti povrchu významné pro ukládání suché depozice patří aerodynamická drsnost, která účinně ovlivňuje turbulentní výměnu. Dále záleží na typu vegetace (případně není-li žádná) a jejím fyziologickém stavu, méně na složení půd a biologických procesech v nich probíhajících, dále na velikosti vodních ploch, popř. na stavu sněhové pokrývky.

Intenzita suchého usazování je charakterizována rychlosí suché depozice (koeficientem hmotnostního přenosu) podle vztahu:

$$F = v_d(z) c(z) = r^{-1}(z) c(z)$$

kde F je tok látky směrem k povrchu ($\text{mg m}^{-2} \text{s}^{-1}$),
 $v_d(z)$ je rychlosť suché depozice látky ve výšce z (m s^{-1}),
 $c(z)$ je koncentrace látky ve výšce z (mg m^{-3}),
 $r(z)$ je celkový odpor k přenosu hmoty ve vrstvě od povrchu po výšku z (s m^{-1}).

U tuhých častic je rychlosť v_d v první řadě funkcií jejich velikosti, její hodnota může kolísat až v rozmezí několika řádů.

Celkový odpor $r(z)$ se skládá principiálně ze dvou složek:

$$r(z) = r_a(z) + r_s$$

kde $r_a(z)$ je aerodynamický odpor pro vrstvu od horní hranice laminární vrstvy po výšku z (laminární vrstva je vrstva atmosféry při povrchu, mocná do 1 mm, kde vzduch a vzdušné aerosoly proudí laminárně). Aerodynamický odpor je možno parametrisovat pomocí střední rychlosti větru, drsnosti povrchu a teplotní stability,
 r_s je odpor povrchu pro laminární vrstvu, v níž se realizuje výměna hmoty mezi povrchem a atmosférou.

4. Historie acidifikace ve světě a obecné zákonitosti distribuce

Složení vertikálních srážek z hlediska rozpuštěných látok je víceméně stejné v oblastech o velikosti desetitisíců čtverečních kilometrů. Na druhé straně složení horizontálních srážek je místně velmi proměnlivé. Jejich mineralizace je v průměru dvojnásobná až trojnásobná ve srovnání s dešťovými nebo sněhovými vodami. Tento fakt je způsoben tím, že chemismus horizontálních srážek odráží stav znečištění přízemní vrstvy ovzduší, která je proměnlivá a v průměru podstatně vyšší než znečištění vrstev, v nichž se tvoří oblaky vertikálních srážek. Podobně jako množství rozpuštěných látok v horizontálních srážkách je velmi proměnlivá také depozice suchá, hlavně v závislosti na reliéfu, nadmořské výšce a vegetačním pokryvu (Moldan 1985).

4.1. Vývoj v Evropě

Nejvíce zkušeností s měřením a nejvíce dat je k dispozici o chemickém složení vertikálních srážek a o mokré atmosférické depozici, která je s tímto typem srážek spojena. Zprávu o množství síranových iontů v evropských srážkách v období 1955 – 1982 publikovali Rodhe a Granat (1984). Podle nich koncentrace síranů prudce rostly přibližně do roku 1960, v následujícím období nastává naopak mírný pokles. Tyto výsledky jsou založeny zejména na datech ze Skandinávie a autoři je vysvětlují stoupáním a následným mírným klesáním emisí sloučenin síry v západní Evropě (Moldan 1985).

Georgii (1982) publikoval přehled pH pro srážky velké části světa. Koncem 70. let bylo nejnižší pH srážkových vod měřeno v prostoru mezi středoevropskými státy a Baltským mořem (hodnoty pH = 4,0). Z dalších regionů ve světě byly podle této zprávy měřeny nízké hodnoty pH při východním i západním pobřeží Severní Ameriky (pH = 5,0), v prostoru poloostrova Zadní Indie, na východním pobřeží Číny a v Japonsku (pH = 5,5). V tomto přehledu autor také zjišťuje, že kyselost srážek v Evropě během 60. a 70. let zůstává přibližně konstantní. To koresponduje se závěry Rodha a Granata (1984). Obsah vodíkových iontů byl v této době vázán asi ze dvou třetin na obsah volné kyseliny sírové a jen ze třetiny na obsah kyseliny dusičné. Již v 70. letech pomalu stoupalo množství emisí NO_x, ze kterých se sledem reakcí tvoří HNO₃. Tím se v Evropě od 70. let pomalu zvyšoval vliv kyseliny dusičné na aciditu srážek a povrchových i podzemních vod.

4.2. Vývoj v severní Americe

(Turk 1983)

Prvním regionem severní Ameriky, kde se projevila zvýšená kyselost srážek, byly průmyslové oblasti v sv. USA a v jv. Kanadě. Náhlé snížení pH srážkových vod bylo pozorováno v 1. polovině 50. let minulého století a bylo způsobeno především nárůstem emisí oxidu sířičitého. Změna v chemismu srážek nastala až v polovině 60. let 20. století, kdy poklesly koncentrace SO_4^{2-} , obsah NO_3^- ve vodách naopak zvolna stoupal. V 60. letech byla také pozorována acidifikace povrchových vod, především jezer, která poprvé začala být dávána do souvislosti s kyselými srážkami.

Od 60. let byl měřen nárůst množství síranů spolu s klesající alkalitou také v západní polovině USA. Stabilně však pH dosahovalo nejnižších hodnot v regionu průmyslových center na sv. Spojených států.

4.3. Vývoj v Asii, Africe, jižní Americe a Austrálii

Data z měření pH srážek na těchto kontinentech jsou k dispozici až asi za posledních 25 let. Acidifikaci přírodního prostředí nebylo v těchto oblastech dříve nutné sledovat, což bylo dáno buď nízkou hustotou osídlení (v případě Austrálie a některých oblastí Asie i Afriky), nebo nerozvinutými průmyslovými odvětvími, které by byly trvalým zdrojem emisí kyselých oxidů.

V Rusku a v Číně se acidifikace povrchových vod projevuje spíše lokálně a závisí na vzdálenosti od průmyslových center. Jižní a jihovýchodní Asie je kromě toho značně zemědělskou oblastí, kde je významným zdrojem dusičnanů také hnojení a živočišná výroba. V souvislosti se zvyšující se energetickou náročností a rozvojem automobilové dopravy lze očekávat výrazné zvýšení obsahu dusičnanů a síranů ve vodách především v Číně, Indii a v jihovýchodní Asii. Novými zdroji SO_2 jsou v posledních letech průmyslové zóny v blízkosti velkých aglomerací v Malajsii a Thajsku (Bičík 2007).

Problém kyselých dešťů se až do 90. let téměř nedotýkal Afriky a jižní Ameriky, s výjimkou jejich průmyslových regionů. V současné době je již patrný vliv průmyslových zdrojů a automobilové dopravy v širším okolí městských aglomerací. V oblastech tropických deštných lesů hráje významnou roli transport fosforu v biogenním aerosolu (přehled podává Artaxo et al. 2003). Výzkum související s acidifikací v rozvojových zemích se v současné

době zaměřuje na hodnocení rizika a náchylnosti k acidifikaci prostředí (např. Kuylenskierna 2001).

V Austrálii byly kyselé srážky sledovány od 80. let 20. století nejčastěji v blízkosti měst na jihovýchodě a západě země. Hlavní příčinou acidifikace podzemních vod v Austrálii je však stáří a typ půd. Jedna třetina australských půd je přirozeně kyselá (vzniká na sulfátovém podloží). Na tyto půdy je vázán výskyt vody s nízkým pH, která může kontaminovat zdroje pitné vody. Na dalším území dochází k acidifikaci vlivem používání dusíkatých hnojiv v zemědělství a vlivem odebírání vápníku plodinami (AACM International 1995).

5. Historie acidifikace na území ČR a ve střední Evropě

Jednou z prvotních příčin dnešního rozsahu acidifikace byla rozsáhlá přeměna druhové skladby lesa v českých zemích, která probíhala již od 17. století. Původní druhy smíšených lesů byly nahrazeny rychleji rostoucími porosty, většinou smrkovými monokulturami. Tyto monokultury jsou ale obecně mnohem více zranitelné nepříznivým prostředím, protože byly vysazovány i mimo vegetační stupeň jejich přirozeného výskytu. Z hlediska zachytávání suché atmosférické depozice působí jehličnaté monokultury rovněž nepříznivě kvůli olistění, které má velký specifický povrch a které také zachytává rozptýlené částice celoročně (narozdíl od listnatých dřevin).

Počátky antropogenního okyselování prostředí spadají do doby poloviny 19. století, kdy se v průmyslu začala využívat energie získaná spalováním uhlí. Největší dopady mělo spalování nekvalitního hnědého uhlí z Podkrušnohorských pánví, které je bohaté sírou.

Jednu z prvních rozsáhlých prací v Čechách, která se zabývá vlivem exhalací na organismy, vydal Stoklasa již v roce 1923. Jedná se o studii převážně laboratorních pokusů působení SO_2 a H_2SO_4 na fyziologii rostlin a živočichů. Autor se v této práci okrajově zabývá také vlivem oxidu siřičitého na ovzduší, srážky a půdu a obsahem kyseliny sírové v listech stromů.

Důsledky acidifikace v Krušných horách, Jizerských horách a v Krkonoších shrnují Moravčík a Černý (1994). Už před podstatným nárůstem emisí v 50. letech 20. století měla převážná část krušnohorských lesů nepůvodní druhovou skladbu, v níž dominovaly smrkové monokultury s malou příměsí buku, břízy a modřínu (Materna-Vinš 1957).

Rozsáhlé poškození lesních ekosystémů Krušných hor bylo patrné už koncem 40. let 20. století. Němec (1952) naznačil, že acidifikace půd je důsledkem měnící se kvality ovzduší. Také rozpoznal okyselování humusové vrstvy (na některých místech bylo pH nižší než 3), spojené s vymýváním K, Ca a Mg ve svrchních půdních horizontech a stanovil vysoké koncentrace síranů a hliníku. V padesátých až sedmdesátých letech se území postiženého nebo úplně zničeného lesa značně rozrostla. Významným způsobem byly zasaženy lesy na přelomu let 1978 a 1979, kdy během několika hodin poklesla teplota o 30°C . Zatímco v roce 1960 bylo více než 50% porostů klasifikováno jako zdravé, od 70. let se již zdravé porosty v Krušných horách nevyskytují a v roce 1990 bylo více než 50% plochy lesů (ve srovnání s rokem 1960) odstraněno (Kubelka et al. 1992). Celkem se jedná o 25 000 ha území dříve porostlých lesem – především v polohách nad 700 m n. m. byly vytěženy téměř všechny

porosty. Při novém zalesnění byly použity odolnější druhy, jako jsou bříza, smrk pichlavý a také původní buk.

Lesy Jizerských hor byly postiženy od 50. let 20. století, ve větším rozsahu ale až po spuštění tepelných elektráren Turów (Polsko) a Hirschfelde (Německo) v letech 1978-1979. K celkovému úpadku přispělo také napadení lýkožroutem v roce 1980. V Jizerských horách byl v rámci znovuzalesnění vysazován smrk pichlavý s příměsí původního smrku ztepilého.

V Krkonoších došlo k výraznému poškození lesů v souvislosti s náhlým poklesem teploty na konci roku 1978. Defoliace se projevila hlavně ve vyšších nadmořských výškách. Medián míry defoliace vzrostl v Krkonoších z 10% v roce 1979 na 37% v roce 1989 (Vacek-Vašina 1991). Vzhledem k vysokému stupni ochrany území Krkonoš (národní park) se opětovné zalesňování vyznačuje maximální snahou používat původní druhy, které se budou schopny samostatně reprodukovat.

6. Metodika výzkumu malých povodí

6.1. Základní koncept malých povodí

Malá povodí jsou základní a v mnoha ohledech nejužitečnější územní jednotkou, na níž lze provádět výzkum látkových toků v přírodním prostředí. Povodí je chápáno jako území odvodňované sběrným tokem a omezené rozvodnicí, která je určována příslušným průtočným profilem. Volba umístění průtočného profilu definuje velikost povodí (Černý 1987).

V horských oblastech, které jsou často porostlé lesem a kde lidské osídlení má na látkové toky většinou malý vliv, je možné určit vstupy, přeměnu a výstupy látek z povodí. S rostoucí velikostí povodí by ze zvětšovala plocha zemědělsky využívaných území, sídel a komunikací. V tomto případě by již bylo nepoměrně obtížnější sledovat látkové toky v daném povodí, vzhledem k různorodým lidským aktivitám a využití krajiny.

Leopold (1962a, b) navrhl pokrýt území USA sítí asi 100 stanic, které by sledovaly stav přírodního prostředí a pomohly poznat mechanismy přírodních – původně pouze hydrologických – procesů. Mělo jít o místa, která by dlouhodobě byla co nejméně ovlivněna přímou činností člověka, tedy o národní parky a odlehlá horská území. Tento návrh počítal se sledováním povodí o rozloze do 26 km^2 , která by reprezentovala určité geologické poměry, morfologii a způsob využití území. V síti měl být měřen průtok a srážky, sledováno zanášení koryta a území mělo být mapováno z hlediska vegetace, půd a geologie.

Realizace tohoto návrhu proběhla síť Benchmark Stations, kterou Geologická služba Spojených států provozuje od 60. let 20. století (Černý 1987).

Likens et al. (1967) navrhl využít malé povodí pro kvantifikaci toku živin ekosystémem a pro získání hmotové bilance, kterou nemohli konvenčními metodami získat. Látkový tok v malém povodí lze vypočítat jako specifický tok, tj. jako hmotnost látky odnesené nebo přinesené na jednotkovou plochu za jednotkový čas. Rozdíl mezi vstupem látek do povodí a jejich výstupem může být způsoben pouze procesy, k nimž došlo pouze v příslušném povodí, např. zvětráváním podložních hornin, změnami ve složení půd, akumulací v rostlinách.

Látky mohou podle Černého (1987) do povodí vstupovat z atmosférické depozice, přímou činností člověka (hnojení, solení silnic, stavební aktivity) a zvětráváním. Na straně výstupů stojí povrchový i podzemní odtok rozpuštěných látek, odnos látek v suspenzi a odplynění. Pokud zanedbáme akumulaci látek v daném povodí a jejich ochuzení, můžeme pro látkový tok napsat rovnost:

$$\text{vstupy} = \text{výstupy},$$

přičemž tok látek související s přírůstem biomasy můžeme zahrnout mezi výstupy. Zmíněnou akumulaci a ochuzení zanedbáváme proto, že studium malých povodí probíhá příliš krátkou dobu na to, aby mohly být prokázány jiné akumulační a ochuzovací procesy než přírůst biomasy.

Pokud je studovaný systém stacionární, tj. platí pro něj rovnost vstupů a výstupů, je možné z jejich rozdílu odhadnout velikost látkových toků, které nejsou přímo měřitelné. Tímto způsobem vypočetli např. Johnson et al. (1968), Likens et al. (1977), Bormann-Likens-Melillo (1977), Pačes (1985) a Pačes (1986) vstupy síry do povodí ze suché atmosférické depozice, produkty oxidace dusíku, rychlosť chemické eroze a rychlosť ochuzování sorpčního komplexu půd.

6.2. Sledování chemismu povrchových toků

Česká geologická služba od roku 1994 sleduje 14 malých lesních povodí v síti GEOMON. Tato síť pokrývá celé území České republiky a jsou v ní zastoupeny povodí v silně znečištěných oblastech v blízkosti průmyslových provozů i povodí v oblastech relativně nedotčených. Síť shrnuje data o chemickém složení srážek na volné ploše, podkorunových srážek a o složení vody odtékající z povodí, data o množství srážek i vody odtékající z povodí. Některá povodí byla sledována i před vznikem sítě GEOMON již od roku 1979 (v Krušných horách). Údaje získané ze sítě GEOMON mají sloužit k výpočtu a hodnocení látkových toků a ke stanovení kritických zátěží životního prostředí (ČGS 2007).

6.3. Metody měření rychlosti usazování suché atmosférické depozice

K určení podílu suché a mokré depozice byla provedena řada pokusů. Nejstarší, ale značně nedokonalou metodou se prováděl odběr depozice tak, že mokrá depozice byla zachycována do nálevky a suchá do umělohmotné misky o stejně ploše. Plochy byly střídavě uzavírány, v okamžiku zahájení srážek se otevřela nálevka pro mokrou depozici a nádobka pro suchou depozici byla současně uzavřena. Po skončení srážky se otevření vyměnilo.

Nádobka na zachycení suché depozice byla poté louhována v destilované vodě a tato voda analyzována (Šantroch 1985).

Nepřímou, ale jednoduchou metodou stanovení množství suché depozice je výpočet rozdílu množství sledované látky v prameni nebo vodním toku a její množství ve srážkách.

Suchá atmosférická depozice je měřena pomocí řady zařízení se stejnými rysy: simulují povrch vegetace a dalších útvarů na zemském povrchu. Zároveň musí být chráněny od vlivů depozice mokré, která je především v čistých oblastech významnější. Přímé metody je možné podle principu měření rozdělit následovně (Závodský 1985):

- a) Aerodynamické – gradientové metody jsou založeny na vztahu mezi tokem látky a gradientem koncentrace v blízkosti povrchu. Nevýhodou těchto měření je, že vyžadují velmi přesné přístroje (nízký gradient koncentrace) a vyžadují rovinou terén s homogenním podložím.
- b) Metody hmotnostní bilance v ovzduší jsou založeny na pozorování úbytku příměsi z daného objemu vzduchu. Tyto metody jsou použitelné téměř výhradně laboratorně.
- c) Metody hmotnostní bilance na povrchu jsou založeny na měření množství zachycené látky na různých typech povrchu (písek, stavební materiály, rostliny, sníh, vodní hladina apod.). Tato metoda je nejvhodnější pro měření suché depozice na sněhu, zvlášť v oblastech s dlouhotrvající sněhovou pokrývkou.
- d) Stopovací metody – umožňují měřit rychlosť depozice pomocí vhodného stopovače. Např. v případě SO₂ je vhodné použití radioaktivní síra 35. Tato metoda je náročná na přístrojové a laboratorní podmínky.

6.4. Metody měření vstupů látek z mokré atmosférické depozice (Závodský 1985)

Zařízení pro odběr vzorků mokré depozice jsou většinou založena na odběru atmosférických srážek. Tato zařízení můžeme rozdělit na trvale exponované a otevírané po dobu srážky. První typ odebírá dešťové nebo sněhové srážky společně se suchou depozicí, druhý typ zařízení je uzpůsoben pro odběr čistých srážek.

6.5. Metody měření vstupů látek z horizontálních srážek

(Závodský 1985)

Horizontální srážky, jako je námraza, rosa, mlha apod., je možné snadno odebírat na vzorky, ale problémem zůstává určení jejich množství. Žádné obecně přijatelné metody jejich měření zatím neexistují, není tedy možné jejich množství spolehlivě a přesně určit.

7. Úloha lesa v procesu acidifikace a jeho vliv na hydrologický cyklus – teorie

7.1. Hydrologická bilance lesního porostu a holé seče

Vodohospodářská funkce zdravého smrkového lesa spočívá především v jeho retardační a retenční schopnosti. Porosty snižují riziko povrchového odtoku a půdní eroze, zpomalují jarní tání sněhu a napomáhají udržet vyrovnaný odtok během přívalových srážek i v obdobích sucha a relativně vyrovnaný odtok během celého roku. V této souvislosti bylo dříve také často upozorňováno na rozsáhlou strojnou erozi lesních půd při imisní těžbě.

Z celkového ročního úhrnu srážek představují fyziologické nároky rostlin v experimentálním smrkovém porostu v Orlických horách asi 40% (Kantor 1985). Množství evapotranspirace a intercepce závisí na nadmořské výšce, expozici svahu, druhu porostu a jeho věku, průměrné výšce, případně zakmenění. V následující tabulce jsou uvedeny celkové roční srážky, které zahrnují srážky horizontální i vertikální:

Roční srážky volné plochy	Roční výdajové položky bilance				
	Intercepce (I)	Transpirace (T)	Evaporace (E)	I + T + E	Odtok
1174 mm	203 mm	200 mm	86 mm	489 mm	685 mm
100%	17%	17%	7%	41%	59%

(převzato a upraveno podle Kantora 1985)

Po zmýcení tohoto experimentálního porostu bylo možné předpokládat snížení hodnot evapotranspirace. Vzhledem k tomu, že zasažené lesní porosty jsou již pokryty přízemní vegetací (bylinky a traviny), lze počítat se snížením evapotranspirace o 100 – 150 mm. I tuto hodnotu lze ale do výpočtu zahrnout jen asi 10 let po těžbě, protože spotřeba vody nově založených výsadeb se velmi rychle vyrovnává evapotranspiraci původních porostů. Porovnání ročního odtoku v dospělém porostu a po zmýcení shrnuje následující tabulka - modelový příklad podle Kantora (1985):

Typ porostu	Odtok (mm/rok)
Dospělý smrkový porost	700
Holá seč 1-2 roky po těžbě (bez přízemní vegetace)	1000
Holá seč 1-5 let po těžbě (s přízemní vegetací)	800
Nové porosty 5-10 let po těžbě	700

Na polské straně Krkonoš a Jizerských hor byl porovnáván odtok dvou povodí (Czerniawka a Ploczka), která jsou zalesněna původními dospělými porosty, a povodí Ciekoń, které je ze 60% zalesněné mladými porosty (Kucharska-Siekiewicz-Tyszka 1995). Odumírání lesních porostů i odlesňování probíhá dlouhodobě od poloviny 70. let do začátku 90. let 20. století. Měřené množství srážek a odtoku z těchto povodí rovněž ukazují na malý vliv stáří porostů na hydrologickou bilanci: poměr odtoku a množství srážek byl v roce 1993 v zalesněných povodích Czerniawka a Ploczka 0,69, resp. 0,80 a v povodí Ciekoń 0,83.

Z vodohospodářského hlediska (z hlediska vytváření zásob pitné vody) lze na základě uvedených dat říci, že odstranění lesa má krátkodobě pozitivní vliv na využitelné množství vody. Na druhé straně pak vstupuje do atmosféry méně vody v důsledku rychlejšího odtoku a snížené evapotranspirace. Proto lze v regionálním měřítku očekávat menší množství srážek, které se na území malého povodí v horách nemusí projevit.

7.2. Vliv lesa na chemismus podzemních vod

Porovnání vlivu lesních porostů a bezlesých území na podzemní vody vychází z několika předpokladů, které byly popsány a potvrzeny v mnohých výzkumech zaměřujících se na podkorunové srážky a půdní vodu. Jejich přehled podávají např. Allen a Chapman (2001). V oblastech s antropogenní kyselou atmosférickou depozicí les mnohem účinněji zachytává částice suché depozice, než území bez lesních porostů (louky, vřesoviště, rašeliniště, vodní plochy). Tento jev je vysvětlován velikostí povrchu, který stromy poskytují k zachytávání plynných a pevných částic. Částice jsou při srážkách splavovány do lesní půdy a až ze 60% přispívají k acidifikaci půd a podzemních vod (Moldan 1985). Na distribuci mokré atmosférické depozice nemají lesní porosty žádný vliv; srážky vykazují různé

chemické složení v až měřítkách tisíců kilometrů, která nejsou postižitelná výzkumem malých povodí.

Přímým důsledkem acidifikace podzemních vod je pokles jejich alkalinity. Z látek rozpuštěných ve vodě jsou ionty HCO_3^- první komponentou, která reaguje s kyselými vodami za vzniku oxidu uhličitého a vody. Acidifikace se také projevuje zvyšováním obsahu hlavních kyselých aniontů pocházejících z atmosférické depozice, síranů a dusičnanů.

Významný vliv na průběh acidifikace podzemních vod a půd má typ geologického podloží. Všechny oblasti, které byly postiženy důsledky kyselé atmosférické depozice ve střední Evropě, se nacházejí na horninách bohatých SiO_2 , které nemohou dostatečně účinně neutralizovat kysele reagující vodu, případně k neutralizaci dochází za cenu zvětrávání aluminosilikátů a uvolňování hliníku. Zvětráváním aluminosilikátů, např. alkalických živců, vzniká především kaolinit, montmorillonit a gibbsit. Pokud má voda $\text{pH} < 4$, hydroxidy hliníku se mohou dále rozpouštět a obohacovat podzemní vody o toxický nestabilní ion Al^{3+} (Driscoll 1985). Obecně však k nasycení vod hliníkem dochází pouze v kořenové zóně lesních půd. Zvýšená koncentrace vodíkových iontů v infiltrující vodě může také mobilizovat toxické kovy, nejčastěji Cd, Mn, Fe, As a Hg z půdy (Meybeck-Chapman-Helmer 1989).

Vliv lesního hospodářství na acidifikaci podzemních vod je také nezanedbatelný. Část živin, které dřeviny odebírají z půdy ke svému růstu, jsou bazické kationty. Ty by se za přirozených podmínek vracejí po úhybu stromů do půdy a jsou k dispozici k dalšímu koloběhu. Těžbou dřeva jsou však tyto složky půdy odebírány a na rozdíl od dusíku je jejich návrat do systému značně obtížnější. Proto se v některých případech přistoupilo k vápnění lesních půd, např. v Krušných horách (Černý 1994).

Půdy bohaté organickou hmotou, které se vyskytují pod lesními porosty, udržují pH vod na nižší úrovni než půdy vřesovišť (Moss-Edmunds 1992). Mezi nejméně kyselé naopak patří půdy luk a pastvin. Zároveň se v lesních porostech projevuje efekt většího zachytávání suché atmosférické depozice, což acidifikaci lesních půd ještě urychluje. Ve vztahu k podzemním vodám jsou však lesní půdy schopny pojmut a zadržovat relativně velké množství síranů, a tím po určitou dobu zpomalují proces okyselování podzemních vod (Allen-Chapman 2001). Dusičnany hrají jen malou roli v acidifikaci vod, pokud jimi lesní půdy nejsou nasycené. K nasycení půdy dusičnany dochází v případě, že přísun dusíku do lesního ekosystému je větší než jeho spotřeba na růst stromů (Hall et al. 1996). Tento stav nastává zvláště u pomalu rostoucích porostů, kde jsou přebytečné dusičnany vymývány do nasycené zóny kolektoru.

Nitrifikace je proces, který může za anaerobních podmínek probíhat opačným směrem. V tomto případě jde o denitrifikaci, tj. redukci dusičnanů (příp. dusitanů) na oxid dusný, který uniká do atmosféry. Zda v daném místě převáží nitrifikace, nebo denitrifikace, závisí na složení a fyzikálně-chemických vlastnostech půd, klimatu a přítomnosti mikroorganismů.

Jakost podzemních vod je ovlivněna infiltrací vody s vyšší koncentrací H^+ a kyselých aniontů. To se projevuje vyšší rozpustností karbonátových minerálů, obohacovním vod o vápenaté a hořečnaté kationty a zrychlenými iontovými výměnnými reakcemi (u jílových minerálů). Rychlosť zvětrávání a obohacování vod o jeho produkty ovlivňuje také přítomnost mikroorganismů. V lesních ekosystémech jde hlavně o houbová vlákna a plísně vázané mykorrhizou na kořeny stromů (Allen-Chapman 2001). V takových podmínkách se běžně zvyšuje rozpustnost alkalických živců, které obohacují podzemní vody o K^+ a Na^+ .

Rychlosť zvětrávání je nicméně také velmi závislá na množství infiltrující vody. V lesích je však toto množství nižší než na bezlesých plochách. V klimatických podmínkách mírného pásu je často výsledným efektem pomalejší zvětrávání podloží lesů, než zvětrávání podloží volných ploch (Allen-Chapman 2001). V horských oblastech je však tento efekt vlivem většího množství srážek setřen.

Další příčinou zvýšení obsahu dusičnanů ve vodách je náhlý zásah do ekosystému. Např. kompletní zmýcení lesního porostu vede až k trojnásobnému nárůstu obsahu dusičnanů v podzemních vodách, díky zrychlenému rozkladu organické hmoty po zásahu (Khanna et al. 1992). Také vápnění lesních půd má v první fázi za následek zvýšení obsahu dusičnanů v půdní vodě. Tento způsob acidifikace je ale později neutralizován přísunem bazických kationtů Ca^{2+} (Khanna et al. 1992). Dvojnásobný až pětinásobný nárůst obsahu dusičnanů v půdě může nastat vlivem lesních požárů. K jejich uvolňování dochází při hoření povrchové vrstvy lesní půdy a tento nárůst se projeví i v pronikání dusičnanových iontů do podzemních vod.

8. Dosavadní poznatky

Výzkum vlivu lesních porostů na chemismus srážkové a podzemní vody v letech 1972-1983 shrnuje Lochman (1985). V tomto výzkumu šlo o porovnání toků látek v zalesněných plochách a holých sečích na třech lokalitách – na Českomoravské vrchovině na výzkumné ploše Želivka, v Krušných horách v oblasti Moldavy a ve Slavkovském lese. Byly stanovovány složky H^+ , HCO_3^- , NO_3^- , F^- , Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Zn^{2+} , Mn, Fe, Al^{3+} a NH_4^+ .

Z hlediska typu srážek nebyl v tomto výzkumu určován podíl horizontálních a vertikálních srážek, ani zvlášť vydělován příspěvek suché atmosférické depozice. Výzkum potvrdil vyšší koncentraci vodíkových iontů i všech stanovovaných složek kromě F^- a Zn^{2+} v podkorunových srážkách oproti srážkám na volné ploše. Nejvíce se tento trend projevil v oblasti Moldavy, která má ze studovaných oblastí nejblíže ke zdrojům znečištění. Také podzemní voda vykazovala vyšší koncentrace složek H^+ , HCO_3^- , F^- , PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{2+} , Zn^{2+} , Mn, Fe a NH_4^+ a nižší pH s tím, že směrem do hloubky se obsah látek ve vodě snížoval. Podstatný vliv na tento pokles má odebírání látek vegetací a pufrační reakce v půdě. Koncentrace SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , Na^+ , Mg^{2+} a Al^{3+} naopak pod porostem stoupaly s hloubkou.

Po změcení porostů na lokalitě Moldava byl zaznamenán pokles množství vodíkových iontů ve spadu, ale v podzemní vodě se jejich koncentrace zvýšila, což je vysvětlováno zvýšeným rozkladem humusu na vzniklé seči a tvorbou huminových kyselin. Na holé seči vykazovaly ostatní složky nižší hodnoty oproti původnímu porostu.

Tento jev byl potvrzen také výzkumem povrchových toků v Krušných horách (Havel 1995). Podle něj uvolňuje čerstvě odlesněné území několikanásobně vyšší množství vodíkových iontů a dusičnanů, což je dáno rozkladem organické hmoty a tvorbou kyseliny dusičné v půdě na odlesněném území.

Velká část výzkumů, které se zaměřily na vývoj jakosti vody povrchových toků v 90. letech, byla prováděna v několika malých povodích v Krušných horách. Vzhledem k blízkosti zdrojů atmosférického znečištění a rozsáhlým úpravám lesních porostů je tato oblast velmi vhodná ke studiu vlivu výskytu lesa na tok látek v povodí.

Havel (1995) poukázal na vztah druhu lesního porostu a celkového spadu síry v povodí Jezeří v Krušných horách v roce 1994. Zatímco podkorunové srážky smrkového porostu obsahovaly v průměru $70 \text{ kg S ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$, v podkorunových srážkách listnatého porostu byl naměřen obsah pouze $25 \text{ kg S ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$. Procentuální úbytek smrkových porostů

v povodí Jezeří od 80. let znamenal pokles celkového atmosférického spadu síry, který v polovině 80. let činil $108 \text{ kg S ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ a v roce 1995 již $56 \text{ kg S ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ (Černý 1995).

Ve třech malých povodích Polsku (povodí Czerniawka, Ploczka a Ciekoń v Jizerských horách a v Krkonoších) byly v letech 1992-1993 prováděny chemické rozbory povrchových toků. Pod největším tlakem kyselé atmosférické depozice bylo od konce 70. let povodí Ciekoń, které bylo v době provádění výzkumu ze 60% znovuzalesněno mladými smrkovými porosty. Naproti tomu zbylé dvě povodí byla porostlá dospělým smrkovým lesem, který nebyl nikdy zasažen atmosférickou depozicí natolik, aby došlo k odlesnění. Vodní tok odvodňující povodí Ciekoń vykazoval v roce 1993 nejvyšší pH (5,01); v povodí Czerniawka bylo měřeno pH = 4,44 a v povodí Ploczka pH = 4,39. Koncentrace složek NO_3^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} a Mn byly v povodí Ciekoń nižší než v ostatních dvou povodích; u Mn řádově. Pouze koncentrace NH_4^+ jeví opačný trend (Kucharska-Sienkiewicz-Tyszka 1995).

V roce 2001 publikovali Allen a Chapman studii, která hodnotí projekt rozsáhlého zalesňování Irska z hlediska změn dostupnosti a kvality zdrojů podzemních vod. Lesy zaujmají v Irsku pouze 8% plochy země. Z ekonomických důvodů irská vláda rozhodla, že do roku 2035 bude lesnatost zdvojnásobena (Irish Government 1998). Podle Allena a Chapmana (2001) však v tomto vládním projektu nejsou uvažovány vlivy zalesňování na zdroje podzemních vod. Upozorňují na to, že dojde k vytvoření přirozeného zdroje acidifikace podzemních vod – na jedné straně se projeví vliv odebírání bazických kationtů z půdy, na druhé straně zvýšená tvorba kyselé organické hmoty. Také antropogenní zdroje acidifikace se projeví na kvalitě podzemních vod: nižší odtok a vyšší evapotranspirace způsobí, že látky zachycené v korunách stromů se budou hromadit v lesních půdách. Allen a Chapman (2001) předpokládají, že infiltrující vody se budou obohatovat o H^+ , SO_4^{2-} a NO_3^- , tím dojde ke zvýšení jejich agresivity a přispějí především ke ztrátě Ca^{2+} a Mg^{2+} ze zvodnělého prostředí.

Státní instituce ve Velké Británii sledují jevy spojené s kyselou atmosférickou depozicí v síti stanic, která reprezentuje hlavní ekosystémy britských ostrovů. Velmi podrobně jsou zpracovány procesy spadu suché depozice (United Kingdom Rewiew Group on Acid Rain 1997). Autoři uvádějí závislost množství zachycených pevných a plynných částic na typu a velikosti vegetace a vlhkosti jejího povrchu. Potvrzují předpoklad, že největších hodnot dosahuje zachytávání suché depozice na rostlinách v době, kdy má olistění největší rozměry. Rychlosť usazování zvyšuje také větrné počasí a povrchová voda na vegetaci – noční rosa, voda zachycená ze srážek apod.

9. Závěr

Kvalita podzemní vody v horských oblastech je závislá na složení srážek, množství suché depozice látek v atmosféře a na vlastnostech geologického podloží, kterým voda proudí. V oblastech se znečištěným ovzduším a kyselými srážkami se na jakosti podzemních vod projevují další faktory - lesní porosty, nadmořská výška a expozice svahů. Horské lesy, které byly z většiny přeměněny na smrkové monokultury, mají větší schopnost zachytávat pevné a plynné částice suché atmosférické depozice. Klimatické podmínky v horách tuto schopnost ještě více podtrhují (časté srážky a vyšší vlhkost, větry). Částice jsou srážkami smývány do půdy a podzemní vody a způsobují jejich acidifikaci. V podzemních vodách pak stoupá množství dusičnanů, síranů a vodíkových iontů, v horninovém prostředí se zvyšuje rozpustnost a mobilita kationtů kovů. Využívané vodní zdroje však acidifikace postihuje až po určité době, která je závislá na době zdržení vody v daném zvodnělém prostředí.

K posouzení vlivu lesa na jakost podzemních vod vznikl projekt, jehož základem je analýza 44 experimentálních povodí v Krušných horách. K dispozici jsou data o chemismu srážkových vod a odvodňujícího toku. Zároveň jsou známé údaje o typu a změnách lesa v povodích a množství suché atmosférické depozice zachycené listnatým i jehličnatým lesem.

Při regionální interpretaci výsledků je do vyhodnocení zahrnuta nadmořská výška a expozice terénu vůči větrům. Objem srážek je závislý na nadmořské výšce a mezi místy měření je možné ho stanovit lineární interpolací, jejich chemismus je považován za konstantní. Množství suché atmosférické depozice je závislé na expozici svahů.

Hodnota celkové depozice na celém území je stanovena pomocí geoinformačního systému po zahrnutí uvedených úprav (Hrkal 2007).

Na tuto bakalářskou práci naváže diplomová práce, která by se měla zabývat konkrétními daty z uvedeného výzkumného projektu.

Použité podklady

AACM International Pte Ltd (1995): Social and Economic Feasibility of Ameliorating Soil Acidification – a National Review. Land and Water Resources Research and Development Corporation, Canberra, 79 str. ISBN 0 642 20604 X. www.environment.gov.au, 10.7.2007.

Allen A., Chapman D. (2001): Impacts of Afforestation on Groundwater Resources and Quality. *Hydrogeology Journal*, Vol. 9, No 4, 390-400, ISSN 1431-2174.

Artaxo P., Pauliquevis T. M., Lara L. L., Richard S. (2003): Dry and wet deposition in Amazonia: From natural biogenic aerosols to biomass burning impacts. The IGAC Core Project Office, IGAC Activities Newsletter of the International Global Atmospheric Chemistry Project, No 27, 12-16. <http://www.igac.noaa.gov/newsletter/>, 10.7.2007.

Bičík I. (2007): Konzultace o nových zdrojích SO₂ v průmyslových regionech Afriky a Asie. Ústní sdělení, doc. RNDr. Ivan Bičík, CSc., Katedra sociální geografie a regionálního rozvoje PřF UK, Praha.

Binkley D., Driscoll C. T., Allen H. L., Schoeneberger P., McAvoy D. (1989): Acidic deposition and forest soils: context and case studies of the southeastern United States. Springer-Verlag, New York, 149 str., ISBN 038796889X.

Bormann F. H., Likens G. E., Melillo J. H. (1977): Nitrogen Budget for an Aggrading Northern Hardwood Forest Ecosystem. *Science*, Vol. 196, No 4293, 981-983, ISSN 0036-8075.

Černý J. (1987): Výzkum malých povodí. ÚÚG (výzkumná zpráva), Praha, 117 str.

Černý J. (1994): Acidification Research in the Krušné hory Mts. In: Černý J., Pačes T. (Eds.) (1994): Acidification in the Black Triangle Region. Acid Reign '95? Proceedings from 5th International Conference on Acidic Deposition. Science and Policy. ČGS, Praha, 95 str.

ČGS (2007): Projekt GEOMON, Česká geologická služba, www.geology.cz, 22.4.2007

Driscoll C. T. (1985): Aluminium in Acidic Surface Waters: Chemistry, Transport and Effects. *Environmental Health Perspectives*, Vol. 63, 93-104, ISSN 0091-6765.

Georgii H. W. (1982): Global Distribution of Acidity in Precipitation. In: Georgii H. W., Pankrath J. (Eds.) (1982): Deposition of Atmospheric Pollutants. Reidel, Dordrecht.

Hall R. L., Allen S. J., Rosier P. T. W., Smith D. M., Hodnett M. G., Roberts J. M., Hopkins R., Davies H. N., Kinniburgh D. G., Goody D. C. (1996): Hydrological Effects of Short Rotation Energy Coppice. ETSU B/W5/00275Rep, Wallingford, 204 str.

Havel M. (1995): Variabilita chemického složení povrchových toků v části Krušných hor postižené odumíráním smrkových porostů. MS, PřF UK, Praha, 89 str.

Hrkal Z. (2007): Informace o připravovaném projektu Výzkumného ústavu vodohospodářského TGM na hodnocení vlivu lesa na kvalitu vod v malých povodích. Ústní sdělení, doc. RNDr. Zbyněk Hrkal, CSc., Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, Praha.

Irish Government (1998): Afforestation Grant and Premium Schemes. Forest Service, Department of Marine and Natural Resources, Irish Government Stationary Office, Dublin, 27 str.

Johnson N. M., Likens G. E., Bormann F. H., Pierce R. S. (1968): Rate of Chemical Weathering of Silicate Minerals in New Hampshire. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 32, No 5, 531-545, ISSN 0016-7037.

Kantor P. (1985): Vliv imisní kalamity na vodní režim horských ekosystémů. In: Černý, J. (Ed.) (1985): Kyselá atmosférická depozice a její důsledky. Ekologická sekce Čs. biologické společnosti při ČSAV, Praha, str. 15-17.

Khanna P. K., Meiwas K. J., Bauhus J. (1992): Nitrogen Dynamics in Some Beech Forests as Measure of Resilience to Changes Due to Management Practices and Anthropogenic Impacts. In: Teller A., Mathy P., Jeffers J. N. R. (eds.): Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes. Kluwer Academic Publishers, 664-665, ISBN 1851668780.

Kubelka L., Karásek A., Rybář V., Slodičák M. (1992): Obnova lesa v imisemi poškozované oblasti východního Krušnohoří. Závěrečná zpráva. Ministerstvo zemědělství, Praha, 139 str.

Kucharska K., Sienkiewicz J., Tyszka J. (1995): Acidification Research in the Western Sudety. In: Černý J., Pačes T. (Eds.) (1994): Acidification in the Black Triangle Region. Acid Reign '95? Proceedings from 5th International Conference on Acidic Deposition. Science and Policy. ČGS, Praha, 95 str.

Kuylenstierna J. C. I., Hicks W. K., Cinderby S., Vallack H. W., Engardt M. (2001): Variability in Mapping Acidification Risk Scenarios for Terrestrial Ecosystems in Asian Countries. *Water, Air, and Soil Pollution*, Vol. 130, Nos 1-4, 1175-1180, ISSN 0049-6979.

Leopold L. B. (1962a): The Man and the Hill. Opening address to the Symposium on Climatic Change, UNESCO & WMO. Geological Survey Circular, 6 str.
<http://eps.berkeley.edu/people/lunaleopold/>, 13.4.2007

Leopold L. B. (1962b): A National Network of Hydrologic Bench Marks. Geological Survey Circular 4 str. <http://eps.berkeley.edu/people/lunaleopold/>, 13.4.2007

Likens G. E., Bormann F. H., Johnson N. M., Pierce R. S. (1967): The Calcium, Magnesium, Potassium and Sodium Budgets for a Small Forested Ecosystem. *Ecology*, Vol. 48, No 5, 772-785, ISSN 00129658.

Likens G. E., Bormann F. H., Pierce R. S., Eaton J. S., Johnson N. M. (1977): Biogeochemistry of a Forested Ecosystem. Springer, New York. 146 str., ISBN 0-387- 94502-4.

Lochman V. (1985): Výsledky výzkumu vlivu lesních porostů na chemismus srážkové a půdní gravitační vody a chemismus půd ve VÚLHM Jíloviště-Strnady. In: Černý, J. (Ed.)

(1985): Kyselá atmosférická depozice a její důsledky. Ekologická sekce Čs. biologické společnosti při ČSAV, Praha, str. 52-54.

Materna J., Vinš B. (1957): Pravidla lesnictví v Krušných horách. In: Zprávy VÚLHM 3(1), str. 26-30.

Meybeck M. Chapman D. V., Helmer R. (eds.) (1989): Global Freshwater Quality – A First Assessment. Blackwell, Oxford, 306 str.

Moldan B. (1985): Úvod sborníku přednášek z pracovního semináře. In: Černý J. (Ed.) (1985): Kyselá atmosférická depozice a její důsledky. Ekologická sekce Čs. biologické společnosti při ČSAV, Praha.

Moravčík P., Cienciala E. (2005): Historie působení imisí na lesy a acidifikace prostředí. In: Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. Česká geologická služba, Praha, 153 str., ISBN 80-7075-655-1.

Moravčík P., Černý M. (1994): Forest Die-Back Affected Regions of the Czech Republic. In: Černý J., Pačes T. (Eds.) (1994): Acidification in the Black Triangle Region. Acid Reign '95? Proceedings from 5th International Conference on Acidic Deposition. Science and Policy. ČGS, Praha, 95 str.

Moss P. D., Edmunds W. M. (1992): Process Controlling Acid Attenuation in the Unsaturated Zone of a Triassic Sandstone Aquifer (UK), in the Absence of Carbonate Minerals. Applied Geochemistry, Vol. 7, No 6, 573-583, ISSN: 0883-2927.

Němec A. (1952): Příspěvek k otázce úhybu smrku v Krušných horách se zvláštním důrazem na postižení zplodinami. Práce výzkumných ústavů lesnických, Brázda, Praha, 167-227.

Pačes T. (1985): Sources of Acidification in Central Europe Estimated from Elementar Budgets in Small Basins, Nature, Vol. 315, 31-36, ISSN 0028-0836.

Pačes T. (1986): Weathering Rates of Gneiss and Depletion of Exchangeable Cations in Soils under Environmental Acidification. Journal of the Geological Society, Vol. 143, 673-677, ISSN 0016-7649.

Porter W. M. (1981): Soil Acidification – the Cause. In: The Regional Institute Ltd. (1981): Proceedings of the Riviera Outlook Conference 1981. The Regional Institute Ltd, Gosford. www.regional.org.au/au/roc/1981, 26.3.2007

Stoklasa J. (1923): Die Beschädigungen der Vegetation durch Rauchgase und Fabriksexhalationen. Urban und Schwarzenberg, Berlin, Wien, 293-317.

Šantroch J. (1985): Sledování kvality srážek a mokré depozice. In: Černý, J. (Ed.) (1985): Kyselá atmosférická depozice a její důsledky. Ekologická sekce Čs. biologické společnosti při ČSAV, Praha.

Turk J. T. (1983): An Evaluation of Trends in the Acidity of Precipitation and the Related Acidification of Surface Water in North America. USGS, Washington, 18 str.

United Kingdom Rewiew Group on Acid Rain (1997): Acid Deposition in the United Kingdom 1992-1994. Fourth Report of the Rewiew Group on Acid Rain. AEA Technology plc. Culham, Abingdon. ISBN 0-7058-1741-5.

Vacek S., Vašina V. (1991): Poškození smrkových porostů imisně ekologickými vlivy. Opera Corcontica, Vol. 28., No 6, 105-130.

Van Breemen N. (1992): Soil acidification and alkalinization. In: Ulrich B., Sumner M. E. (eds.): Soil Acidity. Springer, Berlin, str. 1-7, ISBN 3-540-50782-5.

Zákon č. 86/2002 Sb., o ochraně ovzduší a o změně některých dalších zákonů (zákon o ochraně ovzduší).

Závodský D. (1985): Meranie kyselej depozície. In: Černý, J. (Ed.) (1985): Kyselá atmosférická depozice a její důsledky. Ekologická sekce Čs. biologické společnosti při ČSAV, Praha.