

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta



Bakalářská práce

**Vliv odlesnění horských povodí na kvalitu povrchových
vod**

Vypracovala: Iva Tomková

Vedoucí práce: Prof. Ing. Jiří Kopáček, PhD.

České Budějovice, 2009

Tomková I. (2009): Vliv odlesnění horských povodí na kvalitu povrchových vod

[The effect of deforestation of mountain catchments on surface water quality, Bachelor thesis in Czech], pp. 27, Faculty of Science, The University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

Tato bakalářská práce se zabývá změnami složení půd a povrchových vod po odlesnění horských povodí v důsledku napadení lýkožroutem smrkovým, vichřice a hospodářské těžby. Součástí práce je i návrh monitoringu nezbytného pro sledování a kvantifikaci těchto změn.

Anotation:

This bachelor thesis summarizes (i) changes in soil and surface water composition in mountain catchments after their deforestation due to by bark beetle outbreak, windstorm, and timber harvesting, and (ii) monitoring of environmental parameters necessary for evaluation and quantification of these changes.

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně s použitím citované literatury.

V souladu s § 47b zákona č.111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené elektronické podobě ve veřejné části databáze STAG na internetových stránkách Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích.

V Českých Budějovicích dne 30.4.2010

.....

Iva Tomková

Poděkování:

Velmi ráda bych poděkovala svému vedoucímu práce prof. Ing. Jiřímu Kopáčkovi PhD. za odbornou pomoc, ochotu, trpělivost a čas strávený vedením práce. Dále děkuji rodině a kamarádům, kteří mě při psaní bakalářské práce podporovali.

Obsah

1. Úvod.....	5
2. Literární rešerše	6
2.1. Funkce lesa (cyklus vody v povodí)	6
2.1.1. Les	6
2.1.2. Cyklus vody v lesním ekosystému	7
2.2. Vliv lesa na úroveň kyselé depozice	8
2.2.1. Depozice.....	8
2.2.2. Látky tvořící depozici.....	9
2.2.3. Následky depozice.....	11
2.2.4. Vliv odlesnění na množství kyselé depozice.....	12
2.3 Vliv odlesnění na fyzikálně chemické parametry půd a cyklus prvků v povodí ..	13
2.3.1 Půdy.....	13
2.3.2 Odlesnění a změny přirozených podmínek	15
2.3.3 Vliv odlesnění na půdy.....	16
2.4 Vliv odlesnění na povrchové vody.....	18
2.4.1 Vliv odlesnění na množství vody	18
2.4.2 Vliv odlesnění na chemismus vody.....	19
3. Doporučené sledování nejdůležitějších chemických parametrů a vhodných metod ..	21
3.1. Cíl projektu	21
3.2. Hypotézy	21
3.3. Návrh experimentu.....	21
4. Shrnutí.....	23
5. Použitá literatura	24

1. Úvod

Lesní ekosystémy jsou klasifikovány podle složení rostlinných druhů, které žijí v určitých klimatických a stanovištních podmínkách (Puhe, Ulrich, 2001). Takto jsou určeny především přirozené lesní ekosystémy. Před 150-200 lety byla ale velká část středoevropských lesů přeměněna z původních (většinou listnatých a smíšených) lesů v porosty smrkové. Tyto monokultury se snáze pěstovaly, rychle rostly a dávaly daleko větší výnos dřeva potřebného v dřevařství a v průmyslu (Skuhravý, 2002). Stromy rostou desítky let, a proto se tyto smrkové monokultury vyskytují i dnes na netypických stanovištích. Lesy, ovlivněné a měněné člověkem jsou více citlivé na napadení hmyzem, např. kůrovcem (Ulrichová et al., 2006). Smrk, typický pro horské lesy v nadmořských výškách nad 1200 m (Křenová, 2008), se stal hlavní dřevinou nižších nadmořských výšek, čehož hojně využil i jeho škůdce lýkožrout smrkový (*Ips typographus*), který teplotním podmínkám přizpůsobil vývoj a může mít až 3 generace ročně (Skuhravý, 2002).

Dynamika a struktura přírodních i obhospodařovaných lesních ekosystémů ve střední Evropě je ovlivněna přirozenými disturbancemi (Fischer et al., 2002), mezi které obecně patří oheň, vítr, sníh, hmyz, zvěř atd. Ve střední Evropě jsou nejvýznamnějšími disturbačními činiteli vítr a hmyz (Svoboda, 2008). Hospodářský les je často kácen jen kvůli potřebě dřeva. Často se ale zapomíná na jeho funkci krajinného prvku, biologickou rozmanitost, cyklus živin a vody. Kvalita a množství odtékající vody z oblasti, kde byly odstraněny lesní porosty a odkryty půdy, se může významně změnit (Finér et al., 2005). To se týká i oblastí s odumíráním lesních kultur (Pitter, 1999) např. po napadení lýkožroutem.

Tématem této bakalářské práce je vliv odlesnění horských povodí na kvalitu povrchových vod. Práce je zaměřena na problematickou oblast Šumavy, kde se vedou neustálé spory, zda je lepší ponechat mrtvý les po napadení lýkožroutem přirozené regeneraci, nebo odtěžit dřevo, aby se zamezilo dalšímu rozšiřování tohoto brouka.

Cílem práce je na základě dosavadních studií z podobně postižených lesních oblastí posoudit možné vlivy odlesnění na půdní a hydrologické vlastnosti systému a jejich následný vliv na chemismus povrchových vod a navrhnout monitoring parametrů životního prostředí, které jsou nezbytné pro sledování a kvantifikaci těchto změn.

2. Literární rešerše

2.1. Funkce lesa (cyklus vody v povodí)

2.1.1. Les

Les je definován jako ekosystém, kde převažují stromy a korunové pokrytí je větší než 10% a oblast zabírá více než 0,5 ha. Zároveň stromy dosahují v dospělosti minimální výšky 5 m (UN-ECE/FAO, 2000). Les byl zařazen mezi významné krajinné prvky. Je ekologicky, geomorfologicky a esteticky hodnotnou částí krajiny, utváří její vzhled a udržuje její stabilitu (zákon č. 114/1992 Sb., §3). Z ekologického hlediska funguje les jako ekosystém. Jeho součástí jsou tedy živé i neživé složky životního prostředí, které jsou navzájem propojeny výměnou látek, tokem energie a předáváním informací a které se vzájemně ovlivňují a vyvíjejí v určitém prostoru a čase (zákon č. 17/1992 Sb., §3). Látkový tok prvků v tomto systému je tvořen vstupy, výstupy (ztrátami) a chemickými či biochemickými přeměnami jejich jednotlivých forem. Látkový tok prvků nezbytných pro živé organismy (živiny) je pak vedle klimatických vlivů hlavním faktorem rozvoje biologické části ekosystému. Podle toho, jak organismy žijící v ekosystému získávají energii, rozlišujeme jejich dvě základní skupiny: primární a sekundární producenty. Primární producenti tvoří svou biomasu ze vzdušného či ve vodě rozpuštěného CO₂ a dalších anorganických látek pomocí energie slunečního záření, zatímco sekundární producenti využívají jako zdroj uhlíku (a často i energie) organické látky vytvořené primárními producenty (Puhe a Ulrich, 2001). Nejdůležitějším procesem, který v lese probíhá a využívá při tom energii slunečního záření, je fotosyntéza. Při ní vzniká životně důležitý kyslík a zároveň se spotřebovává jeden ze skleníkových plynů, oxid uhličitý.

Les byl od pradávna využíván lidskou společností jako významný zdroj surovin a potravy a v původně lesních oblastech blízkovýchodního Úrodného půlměsíce, centrální Ameriky a střední Číny se vyvinula první neolitická zemědělská centra (Williams, 2003). Les je významnou zásobárnou organického uhlíku a lesní biomasa tvoří přibližně 80% terestrické biomasy (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Hlavní ekonomickou funkcí lesa je v současnosti produkce dřeva pro průmyslové a komunální účely (výroba papíru, nábytku, stavební materiál, apod.) a zároveň slouží jako obnovitelný zdroj biomasy pro vytápění a vaření, a to zejména v rozvojových zemích a venkovských oblastech.

2.1.2. Cyklus vody v lesním ekosystému

Kromě vlivu na globální cyklus uhlíku hraje lesní ekosystém velmi důležitou roli i v cyklu vody. Voda je nezbytná pro život všeobecně, zvláště pro biochemické reakce a metabolické procesy, které probíhají v organismech. Aktivní život je podmíněn přítomností vody v organismu. Například živé dřevní tkáně rostlin obsahují přibližně 40-60 % vody (Puhe a Ulrich, 2001). Koloběh vody v povodí je obecně především funkcí klimatických, půdních, vegetačních a geologických podmínek, topografie a historie využívání území (Likens a Bormann, 1995). Voda se do ekosystému dostává srážkami. Srážky vznikají kondenzací vodních par v ovzduší, jejichž zdrojem je odpar z pevnin a zejména oceánů. Srážky mohou být kapalné, jako déšť a mlha, nebo tuhé, například sníh, kroupy a námraza (Pitter, 1999). Atmosférická voda se po spadu na zem částečně odpaří, vsákne a část odteče přímo. Odpar se uskutečňuje přímo z vodních ploch a povrchu půdy, rostlin a předmětů a sublimací sněhu a ledu. Vsáklá voda částečně doplňuje podzemní i povrchové vody, část využita rostlinami (jako rozpouštědlo a nosič živin) se vrací do ovzduší (transpirace). Celkový výpar z půdy i rostlin se nazývá evapotranspirace. V lesních oblastech obvykle převažuje transpirace nad odparem z půdy. Hodnota celkového výparu z povodí, tj. souhrn klimatických, fyzikálních a vegetačních podmínek, se nazývá klimatický výpar. Ten v roční bilanci ČR představuje cca 70% srážkového úhrnu, v horských lesních oblastech však nepřesahuje 30% (Červený a kol. 1984; Nysl, Kuráž 1992).

Vsakující se voda vytváří podzemní odtok, který nese rozpuštěné látky do toků. Srážky mohou průsakem dosáhnout hladiny podzemní vody a stávají se tak její součástí nebo, pokud dosáhnou nepropustné vrstvy, odtékají bočně, dokud se nesečkají s povrchem a nevytvoří pramen nebo tok (Kalff, 2002; Likens a Bormann, 1995). Další možností výstupu srážek z ekosystému je povrchový odtok. Ten se projevuje převážně v horských oblastech. Lesní pokryv povodí zachycuje povrchový odtok a podporuje prosakování vody a tím i snižuje možnost eroze půdy. Vysoký odpar lesní vegetace má kromě modifikace celkového odtoku z povodí ještě významnou termoregulační funkci (Kalff, 2002). Vysoké skupenské teplo potřebné k odparu vody ochlazuje lesní porosty v letních měsících a omezuje jejich přehřívání. Kromě vysokého odparu však lesní porosty významně ovlivňují i celkový vstup vody. V nadmořských výškách nad 700 m se na území České republiky výrazně uplatňuje horizontální depozice (Moldán, 1991), tvořená drobnými částicemi mlh a mraků, jinovatkou a námrazami. Množství takto

deponovaných částic se zvyšuje s nadmořskou výškou a velikostí plochy, na které se mohou zachytávat. Horizontální depozice je proto vysoká v horských oblastech, kde jsou svahy a vrcholy hor častěji vystaveny námrazám a přímému kontaktu s mraky než rovinná území. Při srovnatelné nadmořské výšce a typu terénu je horizontální depozice významnější na místech s bohatou vegetací (např. horské lesy), která mají větší měrný povrch než holý terén. V lesích je pak vyšší v neopadavých jehličnatých než v listnatých porostech, díky většímu měrnému povrchu i v zimních měsících (Kopáček, 1997).

Les je významný i z hlediska dalších vlastností: chrání půdu před erozí, reguluje mikroklima, zmírňuje globální změny klimatu, zlepšuje životní podmínky v městských oblastech, chrání povodí a jeho vegetaci, vodní toky a půdy, zachovává biologickou rozmanitost a poskytuje rekreační příležitosti (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2001; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Rekreační funkce se více projevuje v modernizované společnosti, zatímco v domorodých společnostech má les spíše kulturní význam (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

2.2. Vliv lesa na úroveň kyselé depozice

2.2.1. Depozice

Les funguje jako ekosystém, do kterého látky vstupují, podléhají přeměnám, vystupují z něho a nebo jsou v něm akumulovány. K určení biogeochemických procesů, které probíhají v lesním povodí, slouží srovnání vstupů a výstupů (Likens a Bormann, 1995). Hlavním vstupem prvků do přirozených lesních systémů je atmosférická depozice a zvětrávání podloží. Látky, které se dostaly do atmosféry přírodními nebo antropogenními činnostmi, padají zpět na zemský povrch často velmi daleko od emisních zdrojů (Kalff, 2002). Hodnota depozice je vyjádřena jako hmotnost dané látky vztažená na jednotku plochy za určitou časovou jednotku, např. $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ (Pitter, 1999). Rozeznáváme horizontální a vertikální depozici a podle jejich formy pak mokrou a suchou depozici. Jejich součástí jsou i kyseliny, které vznikly chemickými reakcemi oxidů síry a dusíku v atmosféře. Celková kyselá atmosférická depozice pak bývá někdy označována výrazem „kyselý déšť“.

Vertikální mokrá depozice je spojena s deštěm, sněžením a kroupami. Často bývá zdrojem znečištění i v místech velmi vzdálených od emisního zdroje a je díky dálkovým transportům polutantů atmosférou jejich hlavním zdrojem v oblastech

relativně neovlivněných lidskou činností (Kopáček, 1997). Pro tyto ekosystémy mohou být srážky i významným zdrojem živin (zejména N), nejen toxických látek (Pitter, 1999). Horizontální srážky tvoří mlhy, mraky, rosa, jinovatka a námrazy a jsou významné v horských oblastech. Koncentrace polutantů v horizontálních srážkách bývá větší než ve srážkách vertikálních, neboť v mikrokapičkách jsou složky kondenzačních jader zředěny méně, než je tomu u velkých kapek či vloček vertikálních srážek (Kopáček, 1997).

Suchá vertikální depozice vzniká především usazováním prachových částic a aerosolů na povrchu vegetace. Horizontální suchá depozice vzniká především adsorpcí či aktivní výměnou plynných složek mezi atmosférou a povrchem vegetace. Vysoká suchá depozice sloučenin S a N se vyskytuje nejčastěji v oblastech s vysokou koncentrací SO_2 a NO_x (nad $3\text{--}5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) v atmosféře, tzn. zejména v blízkosti jejich emisních zdrojů (Hruška a Kopáček, 2005). Podíl suché depozice na celkovém spadu polutantů tak roste nepřímou úměrou se vzdáleností od emisních zdrojů (Hruška a Kopáček, 2009). Suchá depozice zachycená na povrchu vegetace je následně opláchnuta deštěm a společně s mokrou depozicí a prvky uvolněnými z rostlinných i živočišných tkání v korunách stromů vytváří tzv. podkorunové srážky, odkapávající z povrchu vegetace. Tyto podkorunové srážky mají vyšší koncentrace znečištění a obvykle nižší hodnoty pH než samotný déšť a okyselují půdy a následně i povrchové vody (Bäumler a Zech, 1997; Pitter, 1999).

Hodnota pH atmosférických srážek neovlivněných antropogenními polutanty je v rozmezí 5,5 až 6,0 a je funkcí parciálního tlaku CO_2 v atmosféře a výsledné rovnovážné koncentrace CO_2 ve srážkách (Pitter, 1999). Polutanty, ze kterých mohou v atmosféře vznikat kyseliny, snižují pH srážek. Kyselé srážky jsou definovány jako voda s vyčerpanou tlumivou kapacitou uhličitánového systému (většinou $\text{pH} < 5$), jejíž kyselost je určena koncentrací silných minerálních kyselin (Pitter, 1999).

2.2.2 Látky tvořící depozici

Mezi polutanty, které jsou příčinou snížení pH srážek, jsou nejdůležitější oxidy síry a dusíku. Současné antropogenní zdroje SO_2 , hlavně spalování fosilních paliv, jejichž součástí je síra, jsou v globálním měřítku srovnatelné s přirozenými zdroji SO_2 , jako sopečnou činností, nebo oxidací sulfanu, vznikajícího rozkladem odumřelé biomasy (Hruška a Kopáček, 2009). Oxidy dusíku se do atmosféry dostávají rovněž z přírodních i antropogenních zdrojů. Přírodními zdroji jsou mikrobiální denitrifikace

v půdách, lesní a stepní požáry a elektrické výboje v atmosféře. V Evropě tyto přirozené zdroje představují pouze 3% celkových emisí, většina oxidů dusíku pochází z vysokoteplotních spalovacích procesů, při kterých je oxidován vzdušný dusík (Pitter, 1999; Hruška a Kopáček 2009).

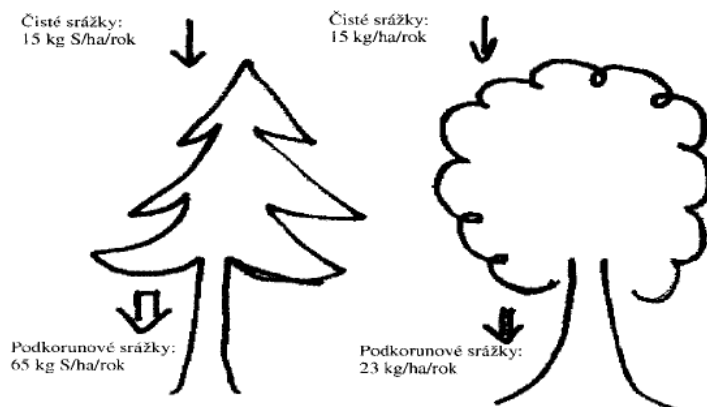
Atmosférická depozice však není tvořena pouze kyselinami, její součástí jsou i zásadité látky, které mohou kyselost srážek významně neutralizovat. Nejdůležitější je amoniakální dusík, který se do atmosféry dostává mikrobiálním rozkladem organické hmoty a především zemědělskou činností, jako chov skotu a hnojení půdy (Pitter, 1999; Hruška a Kopáček 2005). V atmosféře se často váže s kyselinou sírovou nebo dusičnou a vytváří tak soli, které snižují kyselost srážek. Amonné ionty však po dopadu na povrch významně přispívají k okyselení půd a vod (Hruška a Kopáček, 2009), neboť veškerý amoniakální dusík je buď asimilován biomasou za současného uvolnění jednoho H^+ nebo biochemicky přeměněn na dusitany nebo dusičnany takzvanou nitrifikací, kdy vznikají 2 H^+ na každý spotřebovaný NH_4^+ (Pitter, 1999).

Kromě amoniaku se v atmosféře vyskytují i další zásadité látky, které reagují s kyselinami a jsou zdrojem kationů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) pro atmosférickou depozici. Jedná se většinou o prachové částice obsahující sloučeniny Ca, Mg, K a Na a které pochází z přirozených i antropogenních zdrojů. Přirozenými zdroji prachových částic a aerosolů obsahujících bazické kationy jsou větrná eroze suchých půd a pouštního prachu, vulkanické erupce, lesní požáry, biologická mobilizace (např. pyl, rostlinný detrit) (Draaijers et al., 1997) a také přenos minerálů z mořské vody (Pitter, 1999). Prach je do atmosféry významně emitován i z antropogenních zdrojů, především spalováním fosilních paliv, vytvářejících popílek (Draaijers et al., 1997). Relativní množství Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ a Na^+ v atmosférické depozici se liší podle lokality a sezónních vlivů (Pitter, 1999).

Poměr kyselých a zásaditých iontů ve srážkách není vyrovnaný. Nejvyšší koncentrace v dešťové vodě mají obvykle NH_4^+ , H^+ , Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} a K^+ z kationů a SO_4^{2-} , NO_3^- a Cl^- z anionů (Draaijers et al., 1997). V případě, kdy množství kyselých anionů převyšuje množství zásaditých kationů, stává se voda silně kyselou s koncentracemi H^+ iontů $>10^{-5} \text{ mol.l}^{-1}$ a hodnotami $pH < 5$ (Kalff, 2002).

Vegetace a půdy ovlivňují osud plynů a částic vstupujících do povodí z atmosféry (Kalff, 2002). Obecně je chemické složení srážek a podkorunových srážek ovlivněno klimatem (transport na dlouhé vzdálenosti), lokálním stavem počasí, množstvím aerosolu ve vzduchu, lokálními emisemi a procesy v korunách (suchá

a plynná depozice, vymývání kationů a organických kyselin z biomasy a výpar) a závisí na struktuře korun (věk, počet stromů na jednotku plochy) (Bäumler a Zech, 1997). Jehličnany jsou vystaveny depozici více než listnaté opadavé dřeviny, díky většímu specifickému povrchu a protože jehlice zůstávají na stromech po celý rok (Havel et al., 1996; Hruška a Kopáček, 2005). Podle obr. 1, kde je porovnána celková depozice síry z poloviny 90. let 20. století, může být celková depozice v jehličnatých lesích 2× až 3× vyšší než v lesích listnatých (Hruška a Kopáček, 2009) a proto jehličnaté lesy mohou způsobovat větší atmosférickou acidifikaci půd (Hruška et al., 2006).



Obr.1: Schématické vyjádření rozdílu celkové depozice ve smrkovém a bukovém porostu. Data z povodí Jezeří, Krušné hory (převzato z Havel et al., 1996)

2.2.3. Následky depozice

Vliv srážek na terestrické a vodní ekosystémy lze shrnout do následujících bodů: 1) acidifikace půd (ztráty živin v důsledku vyluhování K, Ca a Mg a mobilizace potencionálně toxických prvků, např. Al) a z toho vyplývající vliv na kořenové systémy a úrodnost půd, 2) acidifikace povrchových vod a z toho vyplývající poškozování vodní flóry a fauny včetně vymizení některých druhů, 3) zvýšený přísun některých živin (N) a těžkých kovů do půd a povrchových vod a 4) poškozování vegetace, zvýšení její náchylnosti k rozvoji různých škůdců a postupné druhové ochuzování (Pitter, 1999).

Část kyselé depozice je neutralizována díky NH_3 a prachovým částicím částečně již v atmosféře, ale většina srážek i přesto zůstává kyselá. Když se tyto kyselé srážky dostanou do půdy, mohou H^+ ionty reagovat s alkalickým prostředím půd (např. uhličitany, jsou-li přítomné) nebo se na půdním komplexu vyměňují za zásadité kationy, což dále zvyšuje pH půd (Hruška et al., 2009a). Tyto zásadité kationy jako vápník, hořčík, sodík a draslík se do půdy dostávají zvětráváním hornin a jsou (kromě Na) též

důležitými živinami pro vegetaci. Bazické kationy neutralizující kyselé srážky jsou nevratně odnášeny do podzemních i povrchových vod (Hruška et al., 2009a). Čím více je bazických kationů v půdě, tím je více odolná proti kyselé depozici a následné acidifikaci (Hruška a Kopáček, 2005). Nejméně odolné acidifikaci jsou horské půdy na kyselých podložích, protože mají malou mocnost a rychlost zvětrávání je dále snížena díky nízkým teplotám (Hruška et al., 2009a), a zároveň je v oblasti vyšší úroveň horizontální i vertikální depozice.

Antropogenní depozice sloučenin dusíku nerozhoduje pouze o celkové úrovni kyselé depozice, ale ovlivňuje rovněž velikost poměru C/N v půdě. Při dlouhodobě zvýšeném vstupu dusíku do ekosystému bylo zaznamenáno zvýšení obsahu dusíku v rostlinné biomase, v opadu a následně i v půdní organické hmotě a zároveň snížení poměru C/N v půdě (Puhe a Ulrich, 2001). Dochází k tzv. saturaci systému dusíkem, kdy ekosystém přestane být schopen využívat veškerý vstupující dusík a jeho část je vyplavována ve formě dusičnanů do povrchových vod (Hruška a Kopáček, 2005). Nadbytek dusíku rovněž zvyšuje rychlost růstu vegetace, která kvůli nedostatku bazických kationů špatně vyzrává a stromy jsou tak náchylnější k mechanickému poškození (lámou se při silném větru, námraze nebo sněhu) (Hruška et al., 2009b).

Kyselost půdy způsobuje, že se nerozpustné sloučeniny jednoho z nejrozšířenějších prvků zemské kůry, hliníku, rozpouštějí. Depozice nemá vliv jen na půdy a vegetaci, ale i na vodu, kam se dostává buď přímým dopadem na vodní hladinu nebo vyplavením z půd. Podobně jako půda je voda zpočátku schopna neutralizovat kyseliny. Po vyčerpání tlumivé uhličitanové kapacity pH vody prudce klesá. Při nízkém pH jsou ve vodě stabilní iontové formy Al, které jsou toxické pro většinu vodních živočichů. Se snížením pH klesá i biodiverzita zooplanktonu (Vrba et al., 2003).

Atmosférická depozice je důležitá i z hlediska vstupu živin do ekosystému. Tento vstup je důležitým zdrojem látek pro ekosystém, např. v USA dodává 66% síry, 26% dusíku, 6% hořčíku, 5% sodíku, 4% vápníku, 1% draslíku, který tvoří roční příjem rostlinou biomasou (Likens a Bormann, 1995).

2.2.4. Vliv odlesnění na množství kyselé depozice

Množství depozice je ovlivněno strukturou korun stromů, která je určena věkem a počtem stromů na jednotce plochy (Bäumler a Zech, 1997). Odlesnění eliminuje vzájemné ovlivňování korun stromů a depozice díky snížení specifického povrchu

oblasti (Piirainen et al., 2004). Navíc se mění i složení depozice dopadající na povrch půdy, protože v lese je depozice tvořena podkorunovými srážkami, které obsahují větší koncentrace znečišťujících látek. Po odlesnění je depozice do ekosystému srovnatelná s její úrovní na volné ploše. Jak již bylo popsáno výše jehličnaté horské porosty jsou vystaveny nejvyšší depozici, a tudíž je zde pokles atmosférické depozice nejvýraznější.

Například v Bavorském lese se vstup dusíku do ekosystému snížil významně, z 10 kg N ha⁻¹ rok⁻¹ na 4 kg N ha⁻¹ rok⁻¹ během prvního roku po napadení lesa lýkožroutem (Huber et al., 2004). K ještě většímu poklesu kyselé depozice dochází v případě S (obr. 1).

2.3 Vliv odlesnění na fyzikálně chemické parametry půd a cyklus prvků v povodí

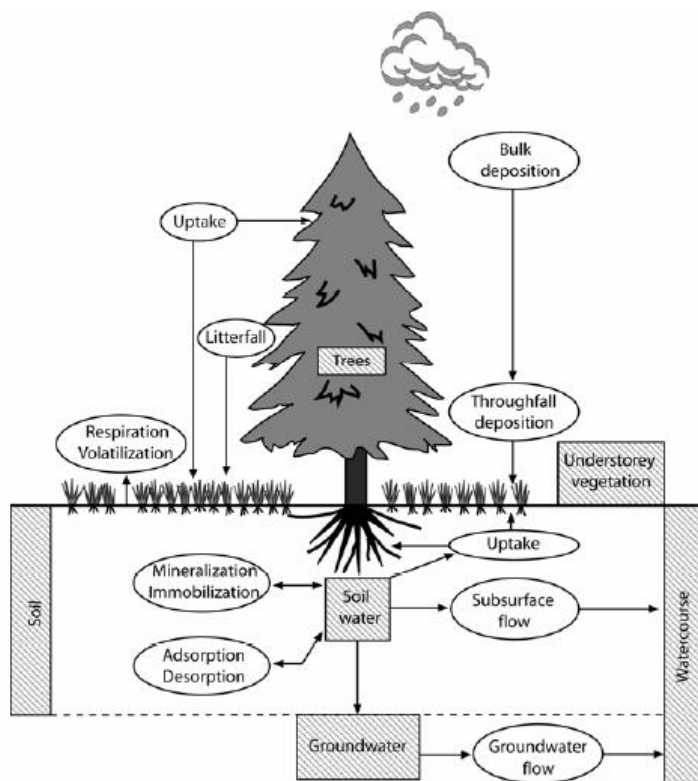
2.3.1 Půdy

Podstatná část půdní hmoty pochází z matečných hornin zemské kůry. Matečná hornina postupně zvětrává v minerální vrstvu půdy, která se po rozvoji vegetace dále pokrývá organickou vrstvou. Podloží a matečný substrát ovlivňují půdotvorné procesy a vlastnosti půd, jako je zrnitost, chemismus, hloubka, skeletovitost, propustnost pro vodu a pro vzduch a hydrofyzikální a sorpční vlastnosti a potenciál půdní úrodnosti (Vašků, 2004). Druhy a typy půd se rozlišují podle rozdílných fyzikálních, chemických a biologických vlastností (Sáňka et al., 2004).

Uvolňování iontových látek z matečných hornin zvětráváním je významným zdrojem živin v půdách a půdních roztocích v lesním ekosystému (Likens a Bormann, 1995). Rychlost zvětrávání závisí na minerálním složení půdního substrátu a zvyšuje se s rostoucí koncentrací H⁺, půdní vlhkostí, a teplotou půdy a parciálním tlakem CO₂. Zvětrávání je naopak zpomalováno zvyšující se koncentrací produktů, jako je anorganický hliník a bazické kationy (Draaijers et al., 1997).

Mezi půdou, rostlinami a živými organismy existují velice výrazné oboustranné vztahy, organismy ovlivňují vlastnosti půd a půda výrazně ovlivňuje existenci a životní projevy rostlin a organismů, včetně jejich složení a společenstev (Vašků, 2004). Cyklus živin v ekosystému je tvořen především toky mezi vegetací a půdou. Rostliny získávají uhlík z atmosféry a ostatní živiny z půdy a akumulují je v biomase. Zpět se dostávají dekompozicí opadu. Ve svrchních, provzdušněných vrstvách půd probíhá biologický rozklad organických látek rostlinného i živočišného původu.

Na obr. 2 je schéma zásob a toků živin a uvolňování a uchování živin v boreálním lese. Horské podmínky mohou dobře korespondovat s hodnotami ze Skandinávie (Kovářová a Vacek, 2003).



Obr. 2 Schéma živinových zásob a toků a živinového uvolňování a zdržení v boreálním (severním) lese (převzato z Finér et al., 2005). Látky, které se do ekosystému dostávají depozicí, jsou přijímány stromy, nebo se z nich stává podkorunová depozice. Srážky mohou být odpařeny evapotranspirací zpět do atmosféry, nebo se nich stává půdní voda, která je následně společně s živinami přijímána rostlinami. Látky v půdě mohou být adsorbovány, redukovány, mineralizovány a nebo mohou půdní vodou odtékat do vodního toku.

Šumavu včetně její německé části (Bavorský les) tvoří převážně žuly a ruly (Huber et al., 2004). Jejich zvětráváním na tomto území vznikly kyselé hnědozemě, jejichž vrchní organická vrstva je tvořena surovým humusem (Huber et al., 2004), nebo podzoly (Kopáček et al. 2002a,b; Ulrichová et al., 2006). Minerální vrstva půd je velmi málo nasycena bazickými kationy. Proto jsou téměř všechny kationy dostupné rostlinám v humusové vrstvě půdy nebo uloženy v biomase vegetace (Huber et al., 2004). Vrcholové partie Šumavy jsou v současnosti satureovány N, což znamená, že vstup N do systému převyšuje poptávky jeho biologické části po N. Tím je značná část

mineralizací uvolněného i atmosférického NH_4^+ dostupná pro půdní mikroorganismy, nitrifikována a ve formě NO_3^- vyplavována i z dosud nepoškozených lesních ploch (Kopáček et al., 2002a,b; Kopáček et al., 2006a,b). Lesy na takto saturovaných a acidifikovaných půdách jsou náchylnější na přírodní disturbance (vichřice, hmyz).

2.3.2 Odlesnění a změny přirozených podmínek

Lesní ekosystém je regulován velkým počtem vnějších i vnitřních faktorů, jako je množství a rozdělení srážek, teplota, délka růstové sezóny, náhodné meteorologické události, dostupnost živin, rozšíření hmyzu nebo onemocnění (Likens a Bormann, 1995) a činností člověka. Mezi nejvýznamnější přirozené disturbanční činitele ovlivňující lesy střední Evropy patří vítr a hmyz (Svoboda, 2008). Občas mohou tyto činitele spolu souviset, příkladem je Národní park Bavorský les, kde došlo k přemnožení lýkožrouta smrkového (*Ips typhographus*) po vichřici v roce 1984 a odtud se kůrovec šířil dál a v 90. letech 20. století se dostal i na území Národního parku Šumava (Skuhrový, 2002). Protože se tato disturbance vyskytuje na chráněných územích, byly plochy napadené kůrovcem v bezzásadových zónách ponechány přirozené regeneraci (Jonášová a Prach, 2004) a na ostatních plochách byly stromy pokáceny a odvezeny, jako ochrana před dalším šířením tohoto brouka (Vacek a Podrázský, 2003; Jonášová a Prach, 2004).

Po napadení dospělého lesa lýkožroutem smrkovým (*Ips typhographus*) dochází k rychlému a kompletnímu opadu jehličí a tvorbě velkého množství mrtvé biomasy (Kovářová a Vacek, 2003). Pod napadeným smrkovým porostem se rychle hromadí surový humus díky zvýšenému opadu a pomalé dekompozici jehličí s obsahem pryskyřic, vosků, ligninu a fenolických sloučenin. Rychlost dekompozice opadaného organického materiálu závisí na pH a koncentraci Ca. S rostoucím obsahem Ca v opadu a půdě, a tím i jejich nižší kyselosti roste aktivita půdní flóry a fauny a rychlost rozkladných procesů (Kovářová a Vacek, 2003; Hruška a Cienciala, 2001). Po opadu jehličí, kůry a jemných větví zůstávají stát na napadeném stanovišti jen suché kmeny. Souše mohou být postupně osidlovány dřevokaznými houbami (Svoboda a Pouska, 2009) a zůstávají stát 3-5 let (někdy déle), dokud se nezlomí (Huber et al, 2004). Intenzita dopadajícího slunečního záření a teplota vzduchu zůstává na stanovišti mrtvého lesa relativně stabilní, dokud nedojte v výrazném proředění korun opadem jehličí a porostů vlivem pádu mrtvých stromů, což může trvat relativně dlouho v závislosti na rozsahu napadení (Huber et al, 2004). Po proředění lesa, se tyto parametry rychle mění (Hais a Kučera, 2008). Stín mrtvých stromů snižuje vysychání

ve srovnání s odlesněnými plochami plně vystavenými slunečnímu záření a větru (Jonášová a Prach, 2004). Odumřelý les má větší odraznost slunečního záření, tím snižuje absorpci záření a zvyšování povrchové teploty není tak výrazné (Hais a Kučera, 2008).

Na rozdíl od pozvolných změn při napadení lesa kůrovcem, při vichřici jsou kmeny stromů vyvráceny nebo zlámány okamžitě. Tím pádem jsou ihned v kontaktu s půdou a jejím oživením a ve vlhčím prostředí než stojící souše a začínají se proto dříve rozkládat. Podobně se chová i pokácený les, jehož biomasa byla ponechána na stanovišti.

Přítomnost starých živých, stojících rozpadajících se stromů a tlejícího dřeva je v lese přirozená (Svoboda a Pouska, 2009). Avšak potřeba dřeva, udělala z přírodních lesů lesy hospodářské, kde dochází k pokácení stromů a odstranění biomasy často s nedostatečným vnímáním vlivu na krajinné zásoby vody, divokou zvěř, rekreaci, estetické hodnoty a chemismus celého systému (Likens a Bormann, 1995). Tím je často narušen cyklus živin v lese (Finér et al., 2003; Likens a Bormann, 1995), které jsou ze systému odváženy společně s biomasou. Zároveň je snížena i biologická diverzita systému, protože některé organismy jsou vázány na tlející dřevo (Svoboda a Pouska, 2009). Odlesnění minimalizuje příjem živin z půdy, nahrazuje tok opadu náhlým a dlouhým vstupem mrtvého organického materiálu těžebního odpadu, a může zvýšit vodní odtok půdou (Pirainen et al., 2004).

2.3.3 Vliv odlesnění na půdy

Tesař et al. (2008) porovnávali teplotu vzduchu na třech stanovištích s rozdílným vegetačním pokryvem v Národním parku Šumava v nadmořských výškách 1105-1275 m a zjistili, že denní teplota vzduch kolísá více na stanovišti mrtvého lesa než lesa dospělého nebo mýtiny s bylinným porostem. S použitím satelitních dat a normalizace reliéfu zjistili Hais a Kučera (2008), že v oblasti Šumavy s průměrnou výškou 1093 m. n. m. vzrostla průměrná povrchová teplota v 30 m výšce (aby odpovídala výšce korun stromů) o 5,2 °C ve vykácených oblastech a na místech s odumřelým (dosud stojícím) porostem o 3,5 °C v porovnání s hodnotami z roku 1987, kdy byl na území vzrostlý živý les. Vykácené území dostatečně nechrání půdu před vysycháním a přehřátím (Hais a Kučera, 2008). Odstraněním dřeva se zvyšuje přímé vystavení půdy slunečnímu záření a to vede v létě k vyšším půdním teplotám (Proe

et al., 2001). Teplota povrchu i půdy pak dále ovlivňuje biochemické procesy v půdách, např. rychlost mineralizace a nitrifikace (Šantrůčková et al. 2009).

Rozklad dřeva je výsledkem několika procesů, jako respirace, biologická transformace (rozklad celulózy a ligninu), vyplavování rozpustných živin srážkami, fragmentace a zvětrávání. Rychlost rozkladu je určena podmínkami prostředí, rozměry dřeva, dřevinou, biologickou aktivitou apod. (Svoboda a Pouska, 2009). Při dekompozici organického uhlíku vzniká DOC (rozpuštěný organický uhlík) z velké části ve formě humnových kyselin a fulvokyselin, které způsobují přirozenou acidifikaci půd, jeho velká část však oxidována až na CO_2 , které se uvolňuje do atmosféry.

Mineralizace a fixace organického N probíhá v půdě současně, avšak zvýšený vstup čerstvého organického materiálu stromového patra s vysokým C/N poměrem do půd zvyšuje fixaci N v půdách (Marshall, 2000). Mineralizací dusíku vzniká amonný iont, který je dostupný pro rostliny. Pokud je ho ale nadbytek, je v oxickém prostředí nitrifikován na dusičnan. V anoxickém prostředí mohou být naopak dusičnany denitrifikovány na oxid dusný nebo plynný dusík, který uniká do atmosféry (Marshall, 2000). V nenarušeném smrkovém lese je asi 90% anorganického N v humusové vrstvě jako NH_4^+ (Huber et al., 2004). Po odlesnění se zvyšuje mineralizace a snižuje příjem živin (i NH_4^+) rostlinami (Henriksen a Kirkhusmo, 2000). Oba procesy vedou ke zvýšení koncentrací NH_4^+ v půdách, tím ho zbývá více pro mikrobiální složku a více NH_4^+ je nitrifikováno. Vznikající NO_3^- se zadržuje v půdách méně intenzivně než NH_4^+ a je vyplavován do vod (Marshall, 2000). Část zmineralizovaného N je využita jako živina mikrobiální biomasou, což vede ke postupnému snižování poměru C/N v půdě, který kontroluje začátek mineralizace (Finér et al., 2003). Vyplavování NO_3^- z půd se snižuje každý rok během růstové sezóny a zvyšuje v měsících růstového klidu (Henriksen a Kirkhusmo, 2000). V Bavorském národním parku se maximální ztráty NO_3^- projeví 5 let po odumření lesa (Huber et al., 2004).

Zvýšená nitrifikace je spojena s vyšší produkcí H^+ iontů a snížením pH půdy (Weis et al., 2006; McHale et al., 2007). To může být důvodem vyšší adsorpce SO_4^{2-} v půdách a jejich nižší koncentrace v půdní vodě po odlesnění (Henriksen a Kirkhusmo, 2000; Piirainen et al., 2004). Naproti tomu však po kůrovcové kalamitě v Bavorském národním parku pozorovali mírné zvýšení odnosu tok SO_4^{2-} (Huber et al., 2004).

Snížením pH půdní vody dochází k rozpouštění nerozpustných sloučenin hliníku a jeho vyluhování do povrchových vod v iontových formách, které mohou dosáhnout koncentrací toxických pro kořenové systémy i oživení vod (Hruška a Cienciala, 2001;

McHale et al., 2007). Společně s hliníkem, se po odlesnění obvykle zvyšují i koncentrace bazických kationtů Ca, Mg a K v půdní vodě, které provázejí zvýšené odnosy aniontů silných kyselin (především NO_3^-) (McHale et al., 2007). Po odumření lesa v Bavorském Národním parku se tok Mg v půdě téměř zdvojnásobil, Ca tok se ale mírně snížil (Huber et al, 2004)

Jonášová a Prach (2004) zjistili, že přítomnost mrtvých korun stromů má významný pozitivní vliv na regeneraci dřevin typických pro klimaxový smrkový les a regenerace na těchto stanovištích je dokonce lepší než v nepoškozených porostech díky lepším světelným podmínkám. Smrkový humus je významný pro regeneraci pod mrtvými korunami (Jonášová a Prach, 2004) a rozložené dřevo obsahuje důležité živiny pro mladé semenáčky smrku (Svoboda a Pouska, 2009; Marshall, 2000). Živiny uvolněné rozkladem biomasy jsou důležité pro růst nové vegetace, protože horské lesní půdy obsahují malé množství bazických kationtů (Hruška et al., 2006). Největší zmlazení probíhá na ležících kmenech a méně na pahýlech, pařezech a v okolí kmenů souší (Bače et al., 2009). Po úplném odlesnění jsou semenáčky náchylné k fyziologickému suchu a vysoušení (Proe et al., 2001).

2.4 Vliv odlesnění na povrchové vody

2.4.1 Vliv odlesnění na množství vody

V horských oblastech střední Evropy se vypařováním během vegetačního období recykluje asi 50% dešťové vody (Tesař et al., 2008). Odlesnění má významný vliv na objem vodního toku a kvalitu vody. (Finér et al., 2005).

Zničení smrkových lesů v Bavorském lese a na Šumavě lýkožroutem znamenalo změnu v transpiraci a také zvýšený odtok z oblasti (Skuhřavý, 2002). Příkladem je Národní park Bavorský les, kde se v oblasti Markungsgraben rozšířil v letech 1992-1998 lýkožrout až na 80 % území. Výpar v oblasti klesl a přímý odtok z oblasti se zdvojnásobil oproti rokům před napadením lýkožroutem. A ve srovnání s oblastí Forellenbach, na které je poškození za stejné období menší než 40 % je tento odtok 2,2 násobný. Pokud jde o přívalové srážky, které byly v oblasti měřeny v září 2004, následný měrný odtok vrcholu povodňové vlny byl v Markungsgraben dvojnásobně vyšší než ve Forellenbach. To svědčí o významném vlivu poškození lesa na vodní režim lesa (Klößing et al., 2005). Ve Forellenbach měřili Beudert a Breit (2004) poměr

transpirace a průsakové vody před a po odumření lesa a zjistili, že po odumření smrkového lesa se tento poměr změnil 1:2 ve prospěch průsaku do půdy.

Swank et al (2001) naměřili v prvním roce po těžbě dřeva v Apalačském pohří (USA) o 26 cm (28 %) vyšší odtok než byl předpokládaný odtok v lese. Dalších 5 let toto zvýšení klesalo rychlostí 5 cm za rok, až se změny odtoku vrátily na původní hodnoty.

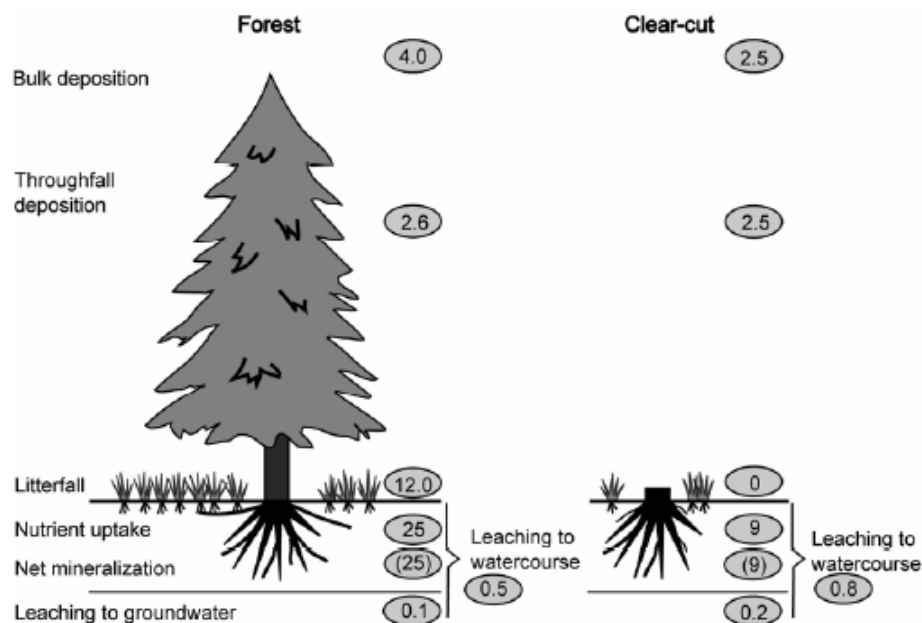
2.4.2 Vliv odlesnění na chemismus vody

Nenarušené horské toky odtékající z lesních povodí chudých na N jsou obsahují především organicky vázané formy N a nízké koncentrace NH_4^+ , zatímco koncentrace NO_3^- bývají zanedbatelné (Kalff, 2002).

Odstranění dřeva těžbou má za následek bezprostřední ztráty uhlíku a dusíku z ekosystému. Tyto ztráty ovlivní půdní procesy, které postupně ovlivní toky C a N z půdy do vod (Finér et al., 2003). Změna toku dusíku je vidět na obrázku 3, opad, depozice a příjem živin stromy se zmenšují a naopak dekompozice, denitrifikace, respirace, vyluhování a odtok mají tendenci se zvyšovat po odlesnění (Finér et al., 2003).

Vysoké koncentrace dusičnanů mohou omezit použití vody jako pitné (Finér et al., 2005). V oblasti Bavorského lesa, byly sice koncentrace NO_3^- vyšší po odlesnění, ale nebyly nad hodnotou limitu pro pitnou vodu, která je 50 mg l^{-1} (Huber et al., 2004).

Neutralizací kyselých roztoků v půdě bazickými kationty dochází k jejich následnému vyplavování z půdy, zejména většími srážkami (Hruška a Cienciala, 2001). Tím se půdy v povodí nevrátí ochuzují o bazické kationty. Kritické jsou zejména ztráty Mg a K po odumření lesa po napadení lýkožroutem, protože jsou důležité pro zdravou regeneraci stanoviště (Huber et al., 2004).



Obr. 3 Toky dusíku ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$) v dospělém smrkovém lese před a po těžbě (převzato z Finér et al., 2005). Po odlesnění se snižuje depozice a příjem živin stromy a opad. Zároveň se zvyšuje vyplavování živin do podzemních vod a povrchových vodních toků.

Po odlesnění se v povrchových vodách zvyšuje koncentrace NO_3^- , H^+ , iontových forem Al a bazických kationů. Pokud je tlumivá uhličitanová kapacita vody vyčerpána (což je v současnosti běžný stav v horských oblastech postižených atmosférickou acidifikací), pH vody prudce klesá. Při nízkém pH jsou ve vodě stabilní iontové formy Al, které jsou toxické pro většinu vodních živočichů včetně ryb, na jejichž žábřách se mění na nerozpustný hydroxid hlinitý, který může ryby udusit (Hruška a Kopáček, 2005; Hruška et al., 2009b).

Atmosférickou depozicí se do ekosystému dostávají i kovy jako například olovo rtuť, které se mohou vlivem změn ekosystému po odlesnění mobilizovat. Například rtuť se vyskytuje v půdě jako Hg^{2+} , ale díky sníženému odparu a zamokření stanovišť po odlesnění probíhá ve zvýšené míře její mikrobiální methylace na methyl a dimethylrtuti. Tyto formy jsou nejen toxičtější, ale i mobilnější než původní anorganické formy a jsou následně vyplavovány s DOC do povrchových vod. Odlesnění tak může být provázeno zvýšeným odtokem methylrtuti (Skjellberg, 2009). Organické sloučeniny rtuti mají velkou schopnost akumulovat se v organismech a působí jako neurotoxiny (Pitter, 1999).

3. Doporučené sledování nejdůležitějších chemických parametrů a vhodných metod

Koncentrace rozpuštěných anorganických i organických látek ve vodě postižených oblastí se po odlesnění mění a to nejvýznamněji v následujících parametrech: formy uhlíku, dusíku, síry, a hliníku, dále bazické kationty, těžké kovy, rtuť a H^+ (Finér et al., 2005).

O odlesnění a jeho vlivu na ekosystém bylo napsáno již mnoho studií. Tato bakalářská práce se zaměřuje na kvantifikaci změn, jak moc se hodnoty změnily po odlesnění ve srovnání a hodnotami naměřenými v živém lese a jak dlouho změny trvaly.

3.1. Cíl projektu

Zhodnotit změny horského povodí po odlesnění a jejich vliv na chemismus vod.

3.2. Hypotézy

Po odlesnění:

- dojde k několikanásobnému snížení atmosférické depozice S a N na povrch půd
- sníží se výpar a zvýší se odtok jen na několik následujících let
- zvýší se povrchová teplota a sníží se vlhkost půdy
- zvýší se odnos NO_3^- , bazických kationů a toxických kovů (Al a Hg)

3.3. Návrh experimentu

Experiment bude proveden v povodí horského smrkového lese na Šumavě (povodí Plešného jezera), kde postupně graduje kůrovcová kalamita od roku 2004. Budou měřeny všechny následující hodnoty, které mohou ovlivnit kvalitu povrchové vody odtékající z povodí:

Množství srážek a atmosférická depozice, jako hlavní vstupy látek do ekosystému, budou měřeny pomocí sběrných kolektorů (3 místa podél gradientu nadmořské výšky v povodí), které budou vybírány ve 14-denních intervalech. V atmosférické depozici bude měřeno pH a stanoveny koncentrace jednotlivých iontů a organického N a C, aby bylo možné zjistit jaké množství dané látky se do ekosystému

vstupuje. Depozice bude vzorkována pomocí polyethylenových sběračů (LÖLF), které budou umístěny 1-2 m nad zemí. Těmito sběrači již měřili depozici Huber et al. (2004) v Bavorském národním parku. V období od prosince do dubna budou použity vysoké válcové sběrače, protože srážky jsou v tomto období převážně sněhové. Tyto sběrače použili Bäumlér a Zech (1997) při měření atmosférické depozice v Bavorských Alpách, a Huber et al. (2004) v Bavorském lese. Hodnoty pH srážek budou měřeny pomocí pH metru. Kationy ve srážkách budou analyzovány atomovou absorpcí a aniony iontovou chromatografií, podobně jako v Bavorských Alpách analyzovali Bäumlér a Zech (1997).

Půdní voda bude odebírána ve 14-denních intervalech pomocí lyzimetrů umístěných pod organickými horizonty a v hloubce 25 cm na všech plochách vybavených sběrači srážek. Půdní roztoky budou filtrovány přes filtr o porozitě 0,45 μm a ve filtrátu bude stanovena koncentrace Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Al^{3+} , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , DOC a Hg obdobnými metodami jako ve srážkové vodě.

Ve stejných hloubkách jako lyzimetry a v opadovém horizontu (v cca 5 cm hloubce) bude zároveň měřena teplota půdy, teplota a vzduchu bude měřena ve výšce 2 m nad terénem. Tyto hodnoty budou měřeny kontinuálně v intervalu 2 hodin pomocí registračních teploměrů.

K měření odtoku vody z povodí bude použit kalibrovaný měrný odtok vybudovaný na Jezerním potoce, výška hladiny vody bude kontinuálně registrována pomocí snímače výšky hladiny. Kvalita vody na odtoku ze systému (tytéž parametry jako u půdních vod) bude sledována v týdenních intervalech.

Všechny hodnoty budou měřeny po dobu 5 následujících let, t.j. do roku 2015. Do té doby se dá podle zkušeností z Bavorského národního parku předpokládat ustálení stavu na předkalamitních hodnotách (Huber et al., 2004). K posouzení stavu ekosystému před kalamitou a z jejího počátečního období lze použít předchozí bilanční studie (Kopáček et al., 2006b), provedené v podobném uspořádání jako navržená studie. Výsledky budou vyhodnoceny pomocí grafů koncentračních změn a bilančních výpočtů. Výsledkem bude srovnání, jak se měnil vstup ekologicky významných látek do ekosystému, jejich přeměny v ekosystému a odtok po odlesnění a jaké změny nastávají při následné regeneraci lesa.

4. Shrnutí

V této práci jsou shrnuty dosavadní studie o vlivu odlesnění na půdní a hydrologické vlastnosti ekosystému. Většina těchto studií se ale zabývá pouze některými změnami, jako například změnami depozice (Bäumler a Zech, 1997), změnami povrchové teploty (Hais a Kučera, 2008), zvýšením koncentrace a vyplavováním NO₃- z půd (Huber et al., 2004), zvýšením odtoku bazických kationů a hliníku (McHale et al., 2007) apod.

Podle dosavadních studií byly v práci navrženy parametry monitoringu, které jsou nezbytné pro sledování a kvantifikaci změn po odlesnění. Tento návrh experimentu by měl zhodnotit všechny změny po odlesnění a podat tak souhrnné informace o ekosystému. Podle tohoto experimentu by se mohly dále hodnotit změny i v jiných povodích, nejen na Šumavě.

5. Použitá literatura

Bače R., Janda P., Svoboda M. 2009, Vliv mikrostanoviště a horního stromového patra na stav přirozené obnovy v horském smrkovém lese na Trojmezí, *Silva Gabreta*, 15, p. 67-84

Bäumler R. a Zech W. 1997, Atmospheric deposition and impact of thinning on the throughfall of mountain forest ecosystems in the Bavarian Alps, *Forest Ecology and Management*, 95, p. 243-251

Beudert B. a Breit W. 2004, Zwölf Jahre Integrated-Monitoring-Program an den Messstelle Forellenbach im National Bayerische Wald, Förderkennzeichen, Im Auftrag des Umweltbundesamtes, pp. 273

Červený J. & kol. 1984, Podnebí a vodní režim ČSSR. SZN, Praha

Draaijers G.P.J., Van Leeuwen F.P., De Jong P.G.H. and Erisman J.W., 1997, Base-cation deposition in Europe-Part II. Acid neutralization capacity and contribution to forest nutrition, *Atmospheric Environment* Vol. 31, 24, pp. 4159-4168

Finér L., Mannerkoski H., Piirainen S., Starr M. 2003, Carbon and nitrogen pools in an old-growth, Norway spruce mixed forest in eastern Finland and changes associated with clear-cutting, *Forest Ecology and Management*, 174, p. 51- 63

Finér L., Mannerkoski H., Piirainen S., Laurén A., Koivusalo H., Kokkonen T., Penttinen, 2005, Nutrient fluxes in managed boreal forests, University of Helsinki Department of Forest Ecology Publications
(http://www.mm.helsinki.fi/mmeko/tutkimus/SUNARE/pdf/35_Finer_etal.pdf)

Fischer A., Lindner M., Abs C., Lasch P. 2002, Vegetation dynamics in central European forest ecosystem (near-natural as well as managed) after storm events, *Folia Geobotanica*, 37, p. 17-32

Hais M. a Kučera T. 2008, Surface temperature change of spruce forest as a result of bark beetle attack: remote sensing and GIS approach, *European Journal of Forest Research*, 127, p 327-326

Havel, M., Krejčí, R., Černý, J. 1996. Pokles kyselí atmosférické deponice v Krušných horách, Závěrečná zpráva grantu GAČR 205/93/0675. Český geologický ústav, s. 176

Henriksen A. a Kirkhusmo L.A. 2000, Effects of clear-cutting of forest on the chemistry of a shallow groundwater aquifer in southern Norway, *Hydrobiology and Earth System Science*, 4, p. 323-331

Hruška J. a Cienciala E. 2001, Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví, Ministerstvo životního prostředí, Praha, pp. 159

Hruška J. a Kopáček J. 2005, Kyselý déšť stále s námi- zdroje, mechanismy, účinky, minulost a budoucnost, *Planeta*, 12, pp. 24

- Hruška J. a Kopáček J. 2009, Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy I. Emise a depozice okyselujících sloučenin, *Živa*, p. 93-96
- Hruška J., Majer V. a Fottová D. 2006, Vliv kyselé depozice na chemismus povrchových vod v Krkonoších, *Opera Corcontica*, 43, p. 95-110
- Hruška J., Oulehle F., Krám P., Skořepová I. 2009a, Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy II. Vliv depozic síry a dusíku na půdy a lesy, *Živa*, p. 141-144
- Hruška J., Majer V., Krám P., Oulehle F., Kopáček J., Vrba J., Fottová D. 2009b, Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy III. Okyselení potoků a jezer, *Živa*, p. 189-192
- Huber C., Baumgarten M., Göttlein A. & Rotter V. 2004, Nitrogen turnover and nitrate leaching after bark beetle attack in mountainous spruce stands of the Bavarian Forest national park, *Water Air Soil Poll., Focus 4*, p. 391-414.
- Kalff J. 2002, *Limnology*, Prentice Hall, Inc., USA, pp. 592
- Jonášová M. a Prach K. 2004, Central-European mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forest: regeneration of tree species after a bark beetle outbreak, *Ecological Engineering*, 23, p. 15-27
- Klöcking B., Schwarze R., Beudert B., Suckow F., Lasch P., Badeck F., Pfützner B. 2005, Auswirkungen des Borkenkäferbefalls auf den Wasser- und Stoffhaushalt zweier Gewässereinzugsgebiete im Nationalpark Bayerischer Wald. Nationalpark Bayerischer Wald, pp.170
- Kopáček, J. 1997, Vliv atmosférické depozice na acidifikaci a trofii povrchových vod horských oblastí. Ústav pro životní prostředí, Př. F UK, Praha.
- Kopáček, J., Kaňa, J., Šantrůčková, H., Porcal, P., Hejzlar, J., Píček, T. & Veselý, J. 2002a, Physical, chemical, and biochemical characteristics of soils in watersheds of the Bohemian Forest lakes: I. Plešné Lake. *Silva Gabreta* 8, p. 43-66
- Kopáček, J., Kaňa, J., Šantrůčková, H., Porcal, P., Hejzlar, J., Píček, T., Šimek, M. & Veselý, J. 2002b. Physical, chemical, and biochemical characteristics of soils in watersheds of the Bohemian Forest lakes: II. Čertovo and Černé lakes. *Silva Gabreta* 8, p. 67-93
- Kopáček, J. Turek, J. Hejzlar, J., Kaňa J. & Porcal P. 2006a, Element fluxes in watershed-lake ecosystems recovering from acidification: Čertovo Lake, the Bohemian Forest, 2001-2005. *Biologia*, Bratislava 61, Suppl. 20, S413-S426
- Kopáček, J., Turek, J., Hejzlar, J., Kaňa, J. & Porcal, P. 2006b. Element fluxes in watershed-lake ecosystems recovering from acidification: Plešné Lake, the Bohemian Forest, 2001-2005. *Biologia*, Bratislava 61, Suppl. 20, S427-S440

Kovářová M., Vacek S. 2003, Mountain Norway spruce forest: Needle supply and its nutrient content, *Journal of forest science*, 49, p. 327-332

Křenová Z. 2008, Národní park Šumava, Ochrana přírody, 63
(<http://www.casopis.ochranaprirody.cz/Z-nasi-prirody/narodni-park-sumava.html>)

Likens, G.E., Bormann, F.H. 1995, *Biogeochemistry of a forested ecosystem*, Springer-Verlag, pp. 160

Marshall V.G. 2000, Impact of forest harvesting on biological processes in northern forest soils, *Forest Ecology and Management* 133, p.43-60

McHale M.R., Burns D.A., Lawrence G.B. & Murdoch P.S. 2007, Factors controlling soil water and stream water aluminum concentrations after a clearcut in a forested watershed with calcium-poor soils, *Biogeochemistry* 84, p. 311–331

Millennium Ecosystem Assessment 2005, Current states and trends, Forest and woodland systems, Island press, p. 585-621
(<http://millenniumassessment.org/documents/document.290.aspx.pdf>)

Moldán, B. 1991, *Atmospheric Deposition: A Biogeochemical Process*. Academia, Praha, pp. 107

Nypl V. a Kuráž V. 1992, *Hydrologie a pedologie*, Skripta VŠCHT, Praha.

Pitter P. 1999, *Hydrochemie*, Vydavatelství VŠCHT, Praha, pp. 568

Piirainen S., Finér L., Mannerkoski H., Starr M. 2004, Effects of forest clear-cutting on the sulphur, phosphorus and base cations fluxes through podsollic soil horizon, *Biogeochemistry*, 69, p. 405-424

Proe M.F., Griffiths J.H., McKay H.M 2001, Effect of whole-tree harvesting on microclimate during establishment of second rotation forestry, *Agricultural and Forest Meteorology*, 110, p. 141-154

Puhe J. a Ulrich B. 2001, *Global climate change and human impacts on forest ecosystems*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg

Sáňka M., Kulhavý J., Klíma E. 2004, Variabilita půd, půdotvorných procesů a faktorů, *Sborník z konference Pedodiverzita, Česká zemědělská univerzita v Praze*, p. 5-11

Sbírka zákonů ČR 1992, Zákon č. 114, § 3
Sbírka zákonů ČR 1992, Zákon č. 17, § 3

Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2001, *The value of forest ecosystems*, Montreal, SCBD, 67p.(CBD Technical Series no.4)

Skyllberg U., Westin M.B., Meili M., Björn E. 2009, Elevated Concentrations of Methyl Mercury in streams after forest clear-cut: A consequence of mobilization from soil or new methylation, *Environmental Science Technology*, 43, p. 8535-8541

Skuhřavý V. 2002, Lýkožřout smřkovó (*Ips typographus L.*) a jeho kalamity, Agrospoj, Praha, pp 196

Svoboda M. 2008, Efekt disturbancí na dynamiku horského lesa s převahou smřku, Ochrana přírody, 63, p. 105-108

Svoboda M. a Pouska V. 2009, Význam a funkce tlejícího dřeva v horských lesích v NP Šumava, Průběžná zpráva projektu Management biodiversity v Krkonoších a na Šumavě v roce 2008

Swank W.T., Vose J.M., Elliott K.J., 2001, Forest Ecology and Management, 143, p. 163-178

Šanřřůčková, H. , Tahovská, K., Kopáček J. 2009, Nitrogen transformations and pools in N-saturated mountain spruce forest soils. Biology and Fertility of Soils, 45, p. 395–404

Tesař M., Šír M., Krejča M., Váchal J. 2008, Influence of vegetation cover on air and soil temperature in the Šumava Mts. (Czech Republic), IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 4, pp. 8

(http://iopscience.iop.org/17551315/4/1/012029/pdf/ees8_4_012029.pdf?ejredirect=migration)

Ulřichová I., Remeš J., Zahradník D. 2006, Development of the spruce natural regeneration on mountain sites in the Šumava Mts., Journal of forest science, 52, p. 446-456

UN-ECE/FAO Contribution to the global forest resources assessment, 2000, Forest resources of Europe, CIS, North America, Australia, Japan and New Zealand

Vacek S. a Podřázský V. 2003, Forest ecosystem of the Šumava Mts. and their management, Journal of Forest Science, 49, p. 291-301

Vašků Z. 2004, Lokální a regionální pedodiverzita a její příčiny, Sborník z konference Pedodiverzita, Česká zemědělská univerzita v Praze, p.85-92

Vřba, J., Kopáček J., Fott J., Kohout L., Nedbalová L., Pražáková M., Soldán T., and Schaumburg J. 2003, Long-term studies (1871–2000) on acidification and recovery of lakes in the Bohemian Forest (Central Europe), The Science of the Total Environment, 310, p. 73-85

Weis W., Rotter V., Göttelein A. 2006, Water and element fluxes during the regeneration of Norway spruce with European beech: Effects of shelterwood-cut and clear-cut, Forest Ecology and Management, 224, p. 304-317

Williams, M. 2003, Deforesting the Earth: From Prehistory to Global Crisis, University of Chicago Press, Chicago and London, pp. 689